

**Chemische und biologische Untersuchungen
an den Abwasserfischteichen von München**

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der Doktorwürde
der Hohen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität
zu München

Vorgelegt von
Jutta Kaufmann
aus Berlin

November 1957



Berichterstatter: 1. Prof. Dr. H. Liebmann

2. Prof. Dr. Dr. K. von Frisch

Tag der mündlichen Prüfung: 18. Dezember 1957

Diese Arbeit wurde veröffentlicht in: Zeitschrift für angewandte
Zoologie, 45. Jahrgang, 4. Heft, 1958, Verlag Duncker & Humblot,

Berlin

Chemische und biologische Untersuchungen an den Abwasserfischteichen von München*

Von Jutta Kaufmann

(Mit 1 Abbildung)

I. Einleitung

Das Abwasser der Stadt München wird in der Kläranlage Großlappen mechanisch vorgereinigt und anschließend zur biologischen Nachreinigung durch eine Druckrohrleitung zum Teichgut Birkenhof gepumpt. Dieses 1929 in Betrieb genommene Teichgut erstreckt sich über eine Fläche von 201 ha und umfaßt neben mehreren kleinen Zucht- und Hälterteichen 30 große, rechteckige Abwasserfischteiche, die durchschnittlich 200 m breit und 300 m lang sind und deren Tiefe von etwa 30 cm am Zulauf zum Ablauf hin kontinuierlich auf 2 m ansteigt. An jedem Teich befinden sich drei Zulaufbauwerke, durch die das Abwasser aus der Druckrohrleitung und das zur Verdünnung des Abwassers nötige Reinwasser (Isarwasser) aus dem Zubringer in die Teiche geleitet wird. Dabei fällt das Abwasser von einem etwa 2 m hohen Sprengler auf den Teichwasserspiegel herab und reichert sich dadurch mit Luftsauerstoff an. In den Teichen vollzieht sich dann durch die Stoffwechselvorgänge pflanzlicher und tierischer Organismen die biologische Reinigung des Abwassers, die zur Mineralisation der gelösten organischen Abwasserstoffe führt, so daß der Abfluß der Teiche keine Fäulnisfähigkeit mehr zeigt. Der in den Teichen erzielte Reinigungseffekt ist ferner daraus ersichtlich, daß sich der KMnO_4 -Verbrauch und der Ammoniumgehalt des Teichwassers vom Zulauf zum Ablauf hin deutlich vermindern. So ergab eine von Kisskalt und Ilzhöfer (1937) durchgeführte 37-stündige Untersuchung des Teiches K₂₆, daß der KMnO_4 -Verbrauch während der Untersuchungszeit im Zulaufwasser (= Mischwasser aus Abwasser und Isarwasser) zwischen 20,5 und 41,5 mg/l, im Ablauf zwischen nur 14,7 und 18,0 mg/l schwankte, ebenso wie der Ammoni-

*) Die ausführliche Arbeit liegt als Dissertation bei der Universität München vor.

umgehalt am Teichinlauf zwischen 0,7 und 4,0 mg/l NH_3 , am Teichauslauf dagegen zwischen nur 0,26 und 1,8 mg/l NH_3 variierte.

Da die Münchener Abwasserfischteiche durch den ständigen Zufluß von Abwasserdungstoffen äußerst nährstoffreich sind, entwickelt sich in ihnen nach Scheuring (1939) eine sehr üppige Plankton- und Bodenfauna, die ihrerseits günstige Voraussetzungen für die in diesen Teichen betriebene Karpfenzucht schafft; die jährlich erzielten Zuwachserträge liegen mit etwa 10 Zentner/ha wesentlich höher als die normaler Karpfenteiche.

Die Bespannung der Münchener Abwasserfischteiche erfolgt je nach den Witterungsverhältnissen Mitte bis Ende März und dauert bis November an; den Winter über liegen die Teiche trocken. Zu Beginn und zu Ende einer Bespannungsperiode fließt mehrere Wochen nur Reinwasser in die Teiche, die Abwasserbeschickungsperiode umfaßt die Monate Mai bis Oktober. In der Zeit von November bis April wird das Münchener Abwasser in den nördlich vom Teichgut gelegenen Speichersee geleitet.

II. Problemstellung

Die mir von Herrn Prof. Dr. Liebmann¹ übertragenen Untersuchungen sollten die noch sehr lückenhafte Kenntnis von den chemischen und biologischen Vorgängen in den Münchener Abwasserfischteichen, wie folgt, ergänzen:

1. In Zusammenhang mit dem neuerdings sehr akuten Problem der zunehmenden Gewässereutrophierung (Ohle 1953, 1955; Schmitz 1955) war zu prüfen, inwieweit ein Abwasserfischteich über den Abbau der organisch-fäulnisfähigen Abwasserstoffe hinaus auch noch die Elimination der mineralischen Endprodukte dieses Abbaus, nämlich der Ammoniumverbindungen, der Nitrate und Phosphate zu leisten vermag. Zwar wird der Sauerstoffhaushalt eines Vorfluters durch die Zuführung nährsalzhaltiger Abflüsse von biologischen Abwasserreinigungsanlagen nicht mehr belastet, jedoch löst die Anreicherung mineralischer Stickstoff- und Phosphorverbindungen in der Vorflut leicht Algenmassenvegetationen, sogenannte Wasserblüten, mit all ihren unangenehmen Begleit- und Folgeerscheinungen aus. Da insbesondere die Abläufe künstlicher biologischer Reinigungsanlagen, wie Tropfkörper und Belebtschlammanlagen, sehr reich an mineralischen Pflanzennährstoffen sind, ist verschiedent-

¹ Die Verfasserin dankt Herrn Prof. Liebmann für die Überlassung des Themas und die freundliche Beratung sowie der Firma Bayernwerk AG. für die bereitwillige Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen.

lich erwogen und versucht worden, durch Zucht chlorophyllhaltiger Organismen im biologisch gereinigten Abwasser dessen Nährsalzgehalt vor Einleitung in den Vorfluter herabzumindern (Howard 1947, Klotter 1952, Bucksteeg 1955). In welchem Maße nun eine solche Nährsalzelimination in Abwasserfischteichen durch deren natürliche Pflanzenbestände bewirkt würde, war durch entsprechende Untersuchungen an den Teichen der Münchener Anlage zu erweisen.

2. Da biologische Angaben über die Münchener Abwasserfischteiche mit Ausnahme der knappen Hinweise, die Scheuring (1939) gegeben hat, in der Literatur nicht vorliegen und auch von anderen Abwasserfischteichanlagen keine eingehenden ökologisch-biologischen Untersuchungen bekannt geworden sind, sollte an ausgewählten Teichen der Münchener Anlage die qualitative und quantitative Entwicklung der Fauna über drei Besspannungsperioden verfolgt werden. Im Hinblick auf die ökologischen Besonderheiten eines Abwasserfischteiches war dabei hauptsächlich zu beobachten, wie sich der biologische Befund einerseits innerhalb eines Teiches mit zunehmender Entfernung von den Abwassersprenglern, andererseits innerhalb einer Besspannungsperiode mit zunehmender Abwasserbeschickungsdauer und der dadurch bedingten zunehmenden Saprobierung der Teiche veränderte.

III. Methodik

Die von mir an den Münchener Abwasserfischteichen durchgeführten Untersuchungen erstreckten sich auf die Besspannungsperiode der Jahre 1954, 1955 und 1956. Im ersten Untersuchungsjahr nahm insbesondere die Bestimmung der in den Teichen vorkommenden Tierarten sehr viel Zeit in Anspruch, weshalb die Probeentnahmen in relativ großen Zeitabständen erfolgten und die Untersuchungen dieses Jahres nur als Voruntersuchungen zu werten sind; sie wurden an 3 Teichen der Münchener Anlage (Teich K₂₆, K₂₈ und K₃₂) durchgeführt, da zunächst nicht bekannt war, inwieweit sich die einzelnen Teiche der Anlage hinsichtlich ihrer chemischen und biologischen Verhältnisse einander gleichen oder voneinander unterscheiden würden. Als die Voruntersuchungen an allen 3 Teichen prinzipiell übereinstimmende Ergebnisse erbracht hatten, erschien es im Interesse einer zeitlich möglichst dichten Entnahmefolge zweckmäßig, im folgenden

Tab. 1. Abwasserbelastung der Münchener Abwasserfischteiche in den Jahren 1955 und 1956 in m³/Teich und Minute

	Mai	Juni	Juli	August	Septemb.	Oktober
1955	2,4	2,2	2,2	2,2	2,2	
1956	3,4	4,4	4,2	3,6	2,4	0,6

Jahre (1955) die Untersuchungen auf einen einzigen Teich (K_32) zu konzentrieren. Im letzten Untersuchungsjahr (1956) gelangten nochmals 2 Teiche (K_32 und K_26) bei nunmehr im Vergleich zu den beiden Vorjahren stark erhöhter Abwasserbelastung zur Untersuchung.

1. Durchführung der chemischen Untersuchungen:

Zur Beantwortung der Frage nach der Elimination von Ammonium, Nitrat und Phosphat in Abwasserfischteichen wurden jeweils über einen Zeitraum von mehreren Stunden die Zusammensetzung des zufließenden Abwassers und die sich während dieser Abwasserzuflußdauer im Teichwasser ausbildenden chemischen Konzentrationsgefälle geprüft.

Die horizontalen Konzentrationsveränderungen ergaben sich aus vergleichenden Untersuchungen von Teichwasserproben des Teicheinlaufes, der Teichmitte und des Teichauslaufes; zur Erfassung des chemischen Vertikalgefälles wurden Proben von der Wasseroberfläche, der Schlamm-Wasser-Kontaktzone sowie Bodenwasserproben aus verschiedenen Tiefenschichten des Teichschlammes entnommen. Hierzu diente die in Abbildung 1 schematisch dargestellte Vorrichtung:

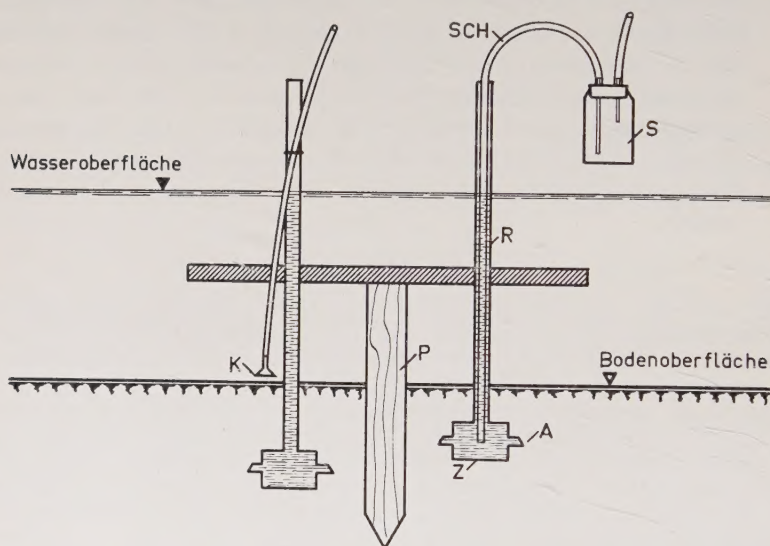


Abb. 1. Vorrichtung zur Entnahme von Bodenwasserproben
Erklärung im Text

Zwei Plexiglasgeräte, von denen jedes aus einem Auffangzylinder (Z) von etwa 300 cm³ Inhalt und einem langen Rohr (R) besteht, sind im Teichboden so eingegraben, daß sich die dem Auffangzylinder seitlich eingefügten und mit Perlongaze überspannten Ansatzstücke (A) in 10 bzw. 20 bzw. 40 cm Bodentiefe² befinden und das an den Auffangzylinder an-

² Der gegenseitige Abstand der Auffangzylinder wurde in den einzelnen Untersuchungsteichen variiert.

Geräte dient der in den Teichboden eingerammte und mit einem aufschließende Rohr zur Wasseroberfläche führt. Zur Befestigung der beiden genagelten Brett versehene Stützpfehl (P). Führt man den an die Saugflasche (S) angeschlossenen Schlauch (Sch) durch das Rohr in den Auffangzylinder ein, so kann das durch die Ansatzstücke seitlich einströmende Bodenwasser mit dem Mund angesaugt werden. In entsprechender Weise dient der 1 bis 2 cm über dem Teichboden befindliche und an einem Schlauch befestigte Trichter (K) zum Ansaugen von Wasserproben aus der Schlamm-Wasser-Kontaktzone.

In Teich K₂₆ befanden sich 3 derartige Entnahmeverrichtungen, je eine am Teicheinlauf (in etwa 30 m Entfernung von den Abwassersprenglern), in der Teichmitte und am Teichauslauf. Entsprechendes gilt auch für den Teich K₃₂, nur wurde hier das Bodenwasser nicht in Plexiglaszylindern, sondern in Glasflaschen aufgefangen, von denen aus Messingrohre zur Wasseroberfläche führten.

Sämtliche Proben wurden vom Boot aus entnommen und anschließend im Teichgutlaboratorium auf ihren Gehalt an Ammonium, Nitrat, Phosphat, Chlorid sowie Sauerstoff bzw. Schwefelwasserstoff geprüft. Chlorid und Sauerstoff wurden titrimetrisch nach den Deutschen Einheitsverfahren der Wasseranalyse ermittelt. Die übrigen Verbindungen wurden mit einem Hellige-Neo-Komparator bestimmt unter Benutzung der Farbscheiben 3060/58, 3060/60, 3060/87 a, 3060/64 und der von der Firma Hellige & Co. für diese Farbscheiben herausgegebenen Analysenvorschriften. Da die Meßgenauigkeit des Komparators für Nitrat zu gering war, um im Teichwasser deutliche Konzentrationsveränderungen nachweisen zu können und kein Photometer zur Verfügung stand, mußte die Frage nach der Nitratelimination offen bleiben.

2. Durchführung der biologischen Untersuchungen.

a) Planktonuntersuchungen:

Das Entnehmen der Zooplanktonproben geschah in der Weise, daß aus der Einlaufzone, der Teichmitte und der Auslaufzone mit einem Eimer je 10 bis 20 l Teichwasser geschöpft und durch ein Planktonnetz aus Müllergaze Nr. 25 filtriert wurden. Die quantitative Erfassung des Zooplanktons erfolgte durch Auszählen der Proben in einer Planktonzählkammer ($5 \times 2 \times 0,1$ cm).

Die Phytoplanktonproben wurden immer an genau denselben Stellen im Teich entnommen wie die chemischen Wasserproben, und zwar je Entnahmestelle zwei, eine von der Wasseroberfläche und eine aus der bodennahen Wasserschicht. Letztere wurde ebenso wie die entsprechende chemische Wasserprobe durch den Trichter K (s. Abb. 1) angesaugt. Die Phytoplanktonproben blieben unfiltriert und wurden in einer Mikrozählkammer ($10 \times 10 \times 0,5$ mm) ausgezählt.

b) Untersuchungen der Teichbodenfauna:

Es wurde sowohl die Besiedlung des Teichbodens mit tierischen Makroorganismen als auch die Ciliatenfauna des Teichschlammes untersucht. Als Entnahmegeräte dienten ein Ekman'scher Bodengreifer von 100 cm² Greiferfläche und ein in der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt konstruierter, aufklappbarer Halbschalenschlammstecher, der sich im gefüllten Zustand so weit öffnen läßt, daß man die herausgestochene Schlammsäule mit einem Spatel schichtweise abtragen und Schlammpartikel jeder gewünschten Schichttiefe zur mikroskopischen Untersuchung entnehmen kann.

Die Bodengreifer- und Schlammstechproben wurden über die Teichfläche so verteilt, daß sie in ihrer Gesamtheit ein zuverlässiges Bild von der Bodenbesiedlung vermitteln konnten. Dazu genügte es nicht, am Teich-einlauf, in der Teichmitte und am Teichauslauf jeweils eine Probe zu entnehmen; es mußten vielmehr in der ganzen Breite des Teiches mehrere Proben gleicher Entfernung vom Abwasserzufluß entnommen werden.

Während die in einer Bodengreiferprobe enthaltenen tierischen Makroorganismen ausgezählt und die Werte auf 1 m^2 Bodenfläche umgerechnet wurden, unterblieb aus methodischen Gründen eine quantitative Erfassung der Ciliatenfauna. Da durch Fixiermittel die wichtigsten systematischen Bestimmungsmerkmale der Ciliaten unkenntlich gemacht werden, erfolgte die mikroskopische Untersuchung dieser Tiere im lebenden Zustand; die rasche Bewegung sowie das oft massenhafte Auftreten der Infusorien machten bei Verwendung einer größeren (abwiegbaren) Schlammmenge ein Auszählen völlig unmöglich. Wollte man jedoch von dem Befund eines winzigen Schlammflöckchens, wie ich es für meine mikroskopischen Beobachtungen verwendete, auf die Besiedlungsdichte von beispielsweise 1 cm^3 Schlamm schließen, so würde durch die dazu nötige Multiplikation ein solcher Fehler in das Endresultat hineingerechnet, daß die quantitative Angabe ihren Sinn verlöre.

IV. Chemische Untersuchungen

A. Teichwasseruntersuchungen

Die chemische Zusammensetzung des in die Untersuchungsteiche fließenden Abwassers schwankt während eines Tages innerhalb folgender Grenzen: Ammonium = etwa 8 bis 10 mg/l NH_3 ; Nitrat = etwa 5 bis $11\text{ mg/l N}_2\text{O}_5$; Phosphat = etwa 2 bis $3,5\text{ mg/l P}_2\text{O}_5$; Chlorid = etwa 30 bis 80 mg/l Cl . Diese Konzentrationsveränderungen des Abwassers rufen ein entsprechendes Variieren der chemischen Teichwasserbefunde hervor, das naturgemäß in der Zulaufzone am stärksten ausgeprägt, aber auch noch in größerer Entfernung von den Abwassersprenglern festzustellen ist.

Dies ist für den quantitativen Nachweis einer von der Teichflora auf die mit dem Abwasser eingeschwemmten Ammonium- und Phosphatverbindungen ausgeübten Zehrung insofern von Bedeutung, als man im Teichwasser keinen konstant bleibenden, durch den Abwasserzufluß sich ständig neu auffüllenden Ammonium- und Phosphatspiegel voraussetzen kann, auf den dann der jeweilige Zehrungseffekt zu beziehen wäre. Vielmehr ergibt sich aus der Tatsache, daß die Abwasserkonzentrationswellen in die Teiche hinein fortwirken, die Notwendigkeit, jeden im Teichwasser gemessenen Wert zu einem jeweils zugehörigen Abwasserwert in Beziehung zu setzen, denn nur so ist zu entscheiden, ob ein niedriger NH_4 - bzw. PO_4 -Gehalt durch Nährstoffassimilation seitens der Wasserpflanzen oder dadurch bedingt ist, daß zu entsprechender Zeit ein relativ dünnes Abwasser in die Teiche floß.

Zur Veranschaulichung dieser Verhältnisse werden nachstehend die Untersuchungsergebnisse einer 10stündigen chemischen Untersuchung besprochen, die am 6. August 1955 am Einlauf des Teiches K₃2 bei sonnigem und windstillem Wetter durchgeführt wurde; die Meßwerte sind Tabelle 2 zu entnehmen.

Tab. 2. Der Gehalt des Abwassers (Abw.) und des Teichwassers aus der Kontaktzone (K.Z.) sowie von der Wasseroberfläche (Obfl.) an Ammonium, Phosphat und Chlorid am 6. 8. 1955. Entnahmestelle: Einlauf vom Teich K₃ 2

Uhrzeit	NH ₃ (mg/l)			P ₂ O ₅ (mg/l)			Cl (mg/l)		
	Abw.	K. Z.	Obfl.	Abw.	K. Z.	Obfl.	Abw.	K. Z.	Obfl.
9.00	9	1,4	1,2	2,2	0,6	0,5	32	9	9
10.00	9	1,8	1,2	2,2	0,6	0,5	33	10	10
11.00	9	1,8	0,5	2,2	0,6	0,3	32	10,5	9
12.00	13	2,4	0,3	2,4	0,7	0,2	33	10,5	10
13.00	14	2,6	0,2	3	0,8	ca. 0,1	38	11	10
15.30	16	4	0,2	4,5	1,2	ca. 0,1	50	13,5	10
16.30	16	4	0,3	4	0,8	ca. 0,1	105	25	10,5
17.30	16	3,5	0,3	3,5	0,7	ca. 0,1	115	28	10,5
18.30	14	3,5	0,7	3,6	0,9	0,3	76	23	11
19.30	14	3,5	1,1	3,8	0,9	0,5	66	18	12

Ein Vergleich der in Tabelle 2 für das Abwasser und die Schlamm-Wasser-Kontaktzone eingetragenen Meßwerte zeigt eine deutliche Parallelität beider; das besagt: Der Ammonium- und Phosphatgehalt der Schlamm-Wasser-Kontaktzone steigt und fällt am Teicheinlauf gleichsinnig mit der Konzentration des zufließenden Abwassers. Versucht man dagegen, die Meßwerte von der Wasseroberfläche auf das Abwasser zu beziehen, so wird deutlich, daß sie einen von den Abwasserkonzentrationsschwankungen völlig unabhängigen Verlauf nehmen; sie beschreiben eine parabelähnliche Kurve, deren Minimum in die Mittags- und Frühnachmittagsstunden fällt.

Es liegt zunächst nahe, aus diesem Befund auf eine Unterschichtung des mittags durch die Sonneneinstrahlung stark erwärmten Teichwassers mit dem kühlen Abwasser-Isarwasser-Gemisch zu schließen und auf diese Weise die geringe Beeinflussung des Teichoberflächenwassers von seiten des Abwassers zu erklären. Eine derartige Unterschichtung findet auch zweifellos statt und ist durch die getrennte Berechnung des Mischungsverhältnisses Isarwasser : Abwasser für die Schlamm-Wasser-Kontaktzone und die Wasseroberfläche nachzuweisen. Diese Berechnung erfolgt an Hand der Chloridwerte nach folgender Formel:

$$\frac{\text{Abwassermenge}}{\text{Isarwassermenge}} = \frac{X}{1} = \frac{Ca - Cm}{Cm - Ci}$$

Dabei bedeutet:

Ca = Chloridgehalt des Abwassers

Cm = Chloridgehalt des Mischwassers (Teichwasser am Einlauf)

Ci = Chloridgehalt des Isarwassers (= konstant 3 mg/l).

Wie leicht nachzuprüfen ist, belief sich am Untersuchungstag (6. August 1955) um 15.30 Uhr das Mischungsverhältnis von Isarwasser : Abwasser in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone auf 3,5 : 1, an der Wasseroberfläche dagegen auf 5,7 : 1. Das geringere Mischungsverhältnis der Kontaktzone gegenüber dem der Wasseroberfläche drückt dabei die Unterschichtung des Teichwassers mit Abwasser aus.

Der Unterschichtungseffekt allein vermag jedoch den parabolischen Verlauf der Ammonium- und Phosphatmeßwerte an der Teichoberfläche nicht ausreichend zu erklären. Ausgehend von dem auf die beschriebene Weise ermittelten Mischungsverhältnis kann nämlich weiterhin errechnet werden, welcher Ammonium- und Phosphatgehalt beim Zufießen von Abwasser einer bekannten Konzentration im Teichwasser der Einlaufzone theoretisch zu erwarten wäre. Zu diesem Zweck ist die obige Formel nach Cm aufzulösen, wobei Ci für Ammonium und Phosphat gleich Null gesetzt werden kann.

$$\frac{X}{1} = \frac{Ca - Cm}{Cm} \text{ oder } Cm = \frac{Ca}{X + 1}$$

Demzufolge wäre am 6. August 1955 um 15.30 Uhr bei einem Mischungsverhältnis von 5,7 : 1 und einer Abwasserkonzentration von 16 mg/l NH_3 im Oberflächenwasser des Teicheinlaufes ein Ammoniumgehalt von 2,4 mg/l NH_3 zu erwarten gewesen. In Wirklichkeit wurden aber um diese Zeit dort nur 0,2 mg/l NH_3 gemessen. Die fehlenden 2,2 mg/l NH_3 müssen aus dem Teichwasser eliminiert worden sein; die Differenz zwischen den errechneten und gemessenen Werten gibt also Auskunft über die Intensität der biologischen Eliminationsvorgänge im Teich. Denn je nachdem sich die errechneten und die gemessenen Werte einander nähern oder von einander entfernen, desto geringer oder größer ist die Elimination. Liegt der Meßwert über dem errechneten Wert, so ist im Teich zusätzliches Ammonium zu dem aus dem Abwasser stammenden gebildet worden. Nachstehend sind die Differenzwerte für den ganzen Untersuchungstag (6. August 1955) sowohl für Ammonium als auch für Phosphat tabellarisch aufgeführt.

Der Zusammenstellung der Differenzwerte in Tabelle 3 ist folgendes zu entnehmen:

1. An der Teichwasseroberfläche wurden Ammonium und Phosphat in wesentlich stärkerem Maße eliminiert als in der Schlamm-

Tab. 3. Die Differenzen (D) zwischen den am 6.8.1955 am Teichinlauf in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone (K.Z.) und an der Wasseroberfläche (Obfl.) gemessenen (W) und errechneten (R) Ammonium- und Phosphatwerten im Verlauf des Untersuchungstages

Uhrzeit:	9.00	10.00	11.00	12.00	13.00	15.30	16.30	17.30	18.30	19.30
NH ₃ K.Z. R:	1,9	2,1	2,3	3,3	3,2	3,6	3,5	3,6	3,9	3,3
(mg/l) W:	1,4	1,8	1,8	2,4	2,6	4,0	4,0	3,5	3,5	3,5
D:	-0,5	-0,3	-0,5	-0,9	-0,6	+0,4	+0,5	-0,1	-0,4	+0,2
NH ₃ Obfl. R:	1,9	2,1	1,9	3,0	2,8	2,4	1,2	1,1	1,5	2,0
(mg/l) W:	1,2	1,2	0,5	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,7	1,1
D:	-0,7	-0,9	-1,4	-2,7	-2,6	-2,2	-0,9	-0,8	-0,8	-0,9
P ₂ O ₅ K.Z. R:	0,5	0,5	0,6	0,6	0,7	1,0	0,9	0,8	1,0	0,9
(mg/l) W:	0,6	0,6	0,6	0,7	0,8	1,2	0,8	0,7	0,9	0,9
D:	+0,1	+0,1	0,0	+0,1	+0,1	+0,2	-0,1	-0,1	-0,1	0,0
P ₂ O ₅ Obfl. R:	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,7	0,3	0,2	0,4	0,5
(mg/l) W:	0,5	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,5
D:	0,0	-0,0	-0,2	-0,4	-0,5	-0,6	-0,2	-0,1	-0,1	0,0

Ein — Zeichen bedeutet Elimination (der theoretische Wert liegt über dem Meßwert).

Ein + Zeichen bedeutet Zunahme (der theoretische Wert liegt unter dem Meßwert).

Wasser-Kontaktzone. Dieser Befund deckt sich mit der Tatsache, daß am Untersuchungstag im Teich K₃2 eine Massenentwicklung von *Cryptomonas erosa* herrschte, wobei das Teichwasser der Wasseroberfläche 120 000 bis 150 000, das der Schlamm-Wasser-Kontaktzone dagegen nur 200 bis 500 *Cryptomonaden* pro cm³ enthielt. Die Vertikalverteilung des Phytoplanktons bildet also die ursächliche Entsprechung zu dem Vertikalgefälle der Eliminationsstärke.

- Die Zehrung der Ammonium- und Phosphatverbindungen aus dem Oberflächenwasser ging während der Untersuchungszeit nicht mit gleichbleibender Intensität vor sich, sondern begann in den Morgenstunden mit verhältnismäßig niedrigen Werten (9.00 : NH₃ = — 0,7; P₂O₅ = 0,0), erreichte in den Mittagsstunden einen markanten Höhepunkt (13.00 : NH₃ = — 2,6; P₂O₅ = — 0,5), um danach wieder langsam abzuklingen. Offenbar liegt diesem tageszeitlichen Rhythmus der Eliminationsintensität eine Beeinflussung der Nährsalzaufnahme der Planktonalgen durch die Sonnenstrahlung zugrunde dergestalt, daß die Assimilation von Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Teichwasser mit zunehmender (abnehmender) Strahlungsintensität steigt (fällt).
- Während also in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone die zeitliche Aufeinanderfolge der Meßwerte für Ammonium und Phosphat

von der wechselhaften Zusammensetzung des zufließenden Abwassers bestimmt wurde, konnten sich die Abwasserkonzentrationsschwankungen in den oberen Wasserschichten nicht auswirken, sondern wurden hier völlig überprägt von dem tageszeitlichen Rhythmus pflanzlicher Stoffwechselprozesse.

Wie auf Seite 440 bereits betont und durch die vorstehende Besprechung der Untersuchungsergebnisse vom 6. August 1955 näher ausgeführt wurde, ist die von der Teichflora geleistete Ammonium-Phosphat-Elimination nur über eine Verrechnung der chemischen Meßwerte des Teichwassers mit den zugehörigen Abwasserwerten, d. h. als Differenz zwischen dem auf Grund der Abwasserkonzentration theoretisch zu erwartenden und dem praktisch gemessenen Wert, zu ermitteln. Eine derartige Zuordnung von chemischen Teichwasser- und Abwasserwerten ist jedoch nur am Teicheinlauf möglich, da hier die Konzentrationsschwankungen des Teichwassers praktisch gleichzeitig mit den sie verursachenden Abwasserkonzentrationsveränderungen erfolgen. Wollte man dagegen die Meßwerte von der Teichmitte und vom Teichauslauf in entsprechender Weise auf bestimmte Abwasserwerte beziehen, so müßte genau bekannt sein, nach wieviel Stunden das zu einem definierten Zeitpunkt am Teicheinlauf zufließende Abwasser die Teichmitte bzw. den Teichauslauf erreicht. Diese Voraussetzung ist jedoch bei den Untersuchungsteichen aus mehrfachen Gründen, wozu insbesondere die Tatsache zählt, daß das Teichwasser nicht in der ganzen Teichbreite mit gleichmäßiger Geschwindigkeit fließt, nicht erfüllt. Es entfällt also die Möglichkeit, für das Wasser der hinteren Teichzonen die zur Differenzbildung nötigen theoretischen Ammonium- und Phosphatwerte zu errechnen und somit die Möglichkeit genauer Angaben über die Zehrungsintensität überhaupt. Dennoch konnte durch ganztägige Teichwasseruntersuchungen in der Teichmitte und am Teichauslauf der Einblick in den Ammonium- und Phosphathaushalt der Untersuchungsteiche vertieft werden, weshalb im folgenden auf eine derartige Untersuchung näher eingegangen wird:

Am 17. August 1955 wurde in der Auslaufregion des Teiches K₃2 eine elfstündige chemische Untersuchung des Teichwassers von der Wasseroberfläche und aus der Schlamm-Wasser-Kontaktzone durchgeführt; das Wetter am Untersuchungstag war ebenso wie bei der oben besprochenen Teicheinlaufuntersuchung (am 6. August 1955) sonnig-warm und windstill. Auch die Phytoplanktonentwicklung hatte sich in der Zeit vom 6. August 1955 bis 17. August 1955 im Teich K₃2 nicht wesentlich verändert, das Teichwasser enthielt an der Wasseroberfläche noch immer 50 000 bis 70 000, in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone dagegen nur 200 bis 300 Cryptomonaden pro cm³. Da

sich die Witterungsverhältnisse und die Phytoplanktonquantität, wie unten noch auszuführen sein wird, auf den chemischen Befund des Teichwassers nachhaltig auswirken, ist die diesbezügliche Übereinstimmung für einen Vergleich der Untersuchungsergebnisse vom Teicheinlauf und Teichauslauf äußerst wichtig.

Am 17. August 1955 lag die Ammonium- und Phosphatkonzentration im Oberflächenwasser des Teichauslaufes den ganzen Tag über (von 7.00 bis 20.00) an der Grenze der Nachweisbarkeit³ (etwa 0,2 mg/l NH_3 bzw. etwa 0,1 mg/l P_2O_5). Die Messungen ergaben schon um 7.00 Uhr früh so niedrige Werte, daß ein weiteres Absinken mit zunehmender Sonnenstrahlung nicht zu erfassen war. Am Auslauf hatte also der Ammonium- und Phosphatgehalt des Oberflächenwassers während der ganzen Untersuchungszeit einen so tiefen Stand, wie er im Oberflächenwasser der Einlaufzone nur bei höchster Eliminationsintensität in den Mittagsstunden erreicht wurde. Während nämlich dem Wasser am Teicheinlauf durch das zufließende Abwasser ständig neue Ammonium- und Phosphatmengen zugeführt werden, so daß dort bei abnehmender Zehrungsintensität ein Ansteigen dieser Werte zu beobachten war, konnte es in der Ablaufzone zu keiner derartigen Anreicherung des Oberflächenwassers mit Ammonium und Phosphat kommen, da dem am Teichauslauf anlangenden Wasser durch die Cryptomonadenansammlung in den oberen Wasserschichten das Ammonium und Phosphat bereits bis auf Spuren entzogen war.

Die Ammonium- und Phosphatkonzentration der Schlamm-Wasser-Kontaktzone stieg vom Beginn der Messungen um 7.00 Uhr (0,7 mg/l NH_3 ; 0,1 mg/l P_2O_5) kontinuierlich an und erreichte um 14.00 Uhr ihre maximalen Werte (1,7 mg/l NH_3 ; 0,5 mg/l P_2O_5). Während der Nachmittagsstunden sanken die Werte zunächst etwas ab und blieben dann bis zum Abend relativ konstant (NH_3 bei etwa 1,3 mg/l; P_2O_5 bei etwa 0,3 mg/l). Wie noch eine am folgenden Morgen um 5.00 Uhr entnommene Probe zeigte, war die Kontaktzone nachtsüber wieder deutlich an Ammonium und Phosphat verarmt (NH_3 auf 0,2 mg/l, P_2O_5 auf Spuren).

Dieser Untersuchungsbefund ist sehr wahrscheinlich mit temperaturbedingten Vertikalumschichtungen des Teichwassers in Zusammenhang zu bringen. Die nächtliche Abkühlung des Oberflächenwassers führte offenbar zu einer Vertikalzirkulation und damit zu einer Durchmischung des bodennahen Wassers mit Wasser aus höheren Schichten, die am Untersuchungstag nur sehr geringe Ammonium- und Phosphatmengen aufwiesen. Dadurch sank die NH_3 - und P_2O_5 -Konzentration während der Nacht ab. Tagsüber stabilisierte sich dann

³ Bei Verwendung des Hellige-Neo-Komparators.

durch die stärkere Erwärmung der Wasseroberfläche eine Schichtung, durch welche die Kontaktzone von dem darüber befindlichen Wasser-raum abgeriegelt wurde. Der nun einsetzende Anstieg der Meßwerte wurde vermutlich durch langsames Nachströmen von Wasser aus dem vorderen Teichgebiet hervorgerufen.

Eine gemeinsame Betrachtung der Untersuchungsergebnisse vom Teicheinlauf (6. August 1955) und Teichauslauf (17. August 1955) führt mithin zu folgendem Gesamtergebnis:

Das mit dem Abwasser in den Teich K₃2 eingeschwemmte Ammonium und Phosphat wurde aus dem Teichwasser in so starkem Maße eliminiert, daß der Ablauf des Teiches nur noch geringe Mengen dieser Verbindungen enthielt (im Tagesdurchschnitt: etwa 0,6 mg/l NH₃ und etwa 0,15 mg/l P₂O₅). Die direkte Elimination fand hauptsächlich in den oberen Teichwasserschichten statt, wo eine Massentwicklung von *Cryptomonas erosa* herrschte; jedoch griff die Ammonium-Phosphat-Verminderung durch die nächtliche Abkühlung des Oberflächenwassers und die damit verbundene Vertikalzirkulation sekundär auch auf die bodennahen Wasserschichten über. Tagsüber machte sich die in den höheren und tieferen Wasserschichten unterschiedliche Eliminationsintensität dahingehend bemerkbar, daß in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone die Abwasserkonzentrationswellen insbesondere am Teicheinlauf sehr deutlich nachzuweisen waren, während sie an der Wasseroberfläche nicht zur Auswirkung gelangten; vielmehr lag den im Oberflächenwasser der Einlaufzone gemessenen Ammonium- und Phosphatwerten ein tageszeitlicher Rhythmus der Nährsalzassimilation des Phytoplanktons zugrunde.

Dieser Befund wurde durch weitere Untersuchungen wie folgt bestätigt und ergänzt:

1. Immer, wenn das Teichwasser eine deutliche Vegetationsfärbung zeigte, bildete sich an sonnigen und windstillen Tagen ein Vertikalgefälle der Ammonium- und Phosphatkonzentration im Teichwasser aus. Hervorgerufen durch die Vertikalschichtung des Phytoplanktons, war die Steilheit dieses Konzentrationsgefälles um so ausgeprägter, je stärker die relative Anhäufung der Planktonalgen in den oberen Wasserschichten im Vergleich zur Schlamm-Wasser-Kontaktzone war. Am Teicheinlauf verursachte *Cryptomonas erosa* (6. August 1955) bei einer Wassertiefe von nur etwa 40 cm einen maximalen Konzentrationsabfall von 3,8 mg/l NH₃ (d. h. der Ammoniumgehalt des Teichwassers verminderte sich von der Schlamm-Wasser-Kontaktzone zur Wasseroberfläche hin um 3,8 mg/l NH₃) und 1,1 mg/l P₂O₅, während der an derselben Entnahmestelle von *Pandorina morum* (1. August 1955) bzw. *Coelastrum microporum* (1. Oktober 1955) hervorgerufene

Konzentrationsunterschied sich auf maximal 2,8 mg/l NH_3 und 0,6 mg/l P_2O_5 bzw. 1,9 mg/l NH_3 und 0,6 mg/l P_2O_5 belief. Diese maximalen Konzentrationsunterschiede zwischen der Schlamm-Wasser-Kontaktzone und der Wasseroberfläche traten stets in der Mittagszeit auf, worin sich die auf Seite 441 beschriebene Lichtabhängigkeit der Eliminationsintensität zu erkennen gibt: In den frühen Morgenstunden (5.00 bis 7.00 Uhr) stimmten am Teicheinlauf die Meßwerte der bodennahen und der oberen Wasserschichten praktisch überein, wichen dann im Laufe des Vormittags mit zunehmender Sonnenstrahlung immer stärker auseinander, um nach einer mittäglichen Maximaldifferenz während der Nachmittags- und frühen Abendstunden sich wieder einander anzugleichen.

2. Bedingte eine verstärkte Phytoplanktonentwicklung in den oberen Wasserschichten, daß der Ammonium- und Phosphatgehalt des Teichwassers von der Wasseroberfläche zur Schlamm-Wasser-Kontaktzone hin anstieg, so führte eine Massenentwicklung der Fadenalge *Spirogyra*, die große, den Teichboden in dicker Schicht überziehende Watten bildete, zu einem inversen Konzentrationsgefälle; die Meßwerte für Ammonium und Phosphat fielen also von der Wasseroberfläche in Richtung auf die am Boden liegenden Algenwatten mehr oder minder steil ab, wobei sich die Steilheit dieses Gefälles, die ja ein Maß für die von den *Spirogyra*-Watten ausgeübte Zehrung ist, wiederum als abhängig von der Lichtintensität erwies.

3. Die direkte Elimination von Ammonium und Phosphat ging also jeweils in denjenigen Teichwasserschichten vor sich, in denen eine Algenmassenvegetation herrschte; durch temperatur- oder windbedingte Vertikalumschichtungen des Teichwassers wurden sekundär jedoch auch die anderen Wasserschichten in die Zehrungsprozesse einbezogen, so daß zuzeiten derartiger Algenmassenentwicklungen, hinreichend günstige Witterungsverhältnisse vorausgesetzt, letztlich dem gesamten Teichwasser das Ammonium und Phosphat bis auf geringe Mengen entzogen wurde.

4. Das Fehlen einer stärkeren Algenvegetation machte sich stets in einer erheblichen Verminderung der Eliminationsintensität bemerkbar. Die in den Untersuchungsteichen wachsenden Laichkräuter (hauptsächlich *Potamogeton pusillus* und *P. rutilus*) übten, obschon zum Teil sehr dichte Bestände bildend, nur einen verhältnismäßig geringen Zehrungseffekt auf den Ammonium- und Phosphatgehalt des Teichwassers aus. Immerhin war bei sonnigem Wetter von der Schlamm-Wasser-Kontaktzone zur Wasseroberfläche ein Konzentrationsabfall von durchschnittlich etwa 0,4 mg/l NH_3 und 0,2 mg/l P_2O_5 sowie in horizontaler Richtung vom Teicheinlauf zum Teich-

ablauf eine Verringerung um etwa $0,8 \text{ mg/l NH}_3$ und $0,3 \text{ mg/l P}_2\text{O}_5$ festzustellen. Jedoch war die allein durch die Wasserpflanzen verursachte Zehrung zu schwach, um sich gegen die Abwasserkonzentrationswellen durchsetzen zu können; deshalb schwankten am Teich-einlauf der Ammonium- und Phosphatgehalt des Teichwassers sowohl an der Wasseroberfläche als auch in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone in zeitlicher Übereinstimmung mit der Zusammensetzung des zufließenden Abwassers.

5. Kühles, regnerisch-stürmisches Wetter wirkte sich auf die Ammonium-Phosphat-Elimination äußerst nachteilig aus; abgesehen davon, daß bei derartigen Witterungsbedingungen eine Phytoplankton-entwicklung praktisch vollständig unterblieb, wurde durch länger anhaltende Schlechtwetterperioden auch die ohnehin schon geringe Zehrung von seiten der Laichkräuter so weit herabgemindert, daß der am Teicheinlauf gemessene Ammonium- und Phosphatgehalt dem theoretisch zu erwartenden, d. h. aus der Abwasserkonzentration errechneten, entsprach und daß am Teichauslauf nahezu noch die gleichen Ammonium- und Phosphatmengen im Teichwasser enthalten waren wie in der Einlaufzone, ein horizontales Konzentrationsgefälle also praktisch nicht bestand.

Rückblickend auf die dargestellten Untersuchungsbefunde ergibt sich somit eine doppelte Abhängigkeit der Ammonium-Phosphat-Elimination von den Witterungsverhältnissen, da es erstens nur bei hinreichend warmem und sonnigem Wetter zu einer stärkeren Phytoplankton- oder sonstigen Algenentwicklung in den Teichen kommt, die aber ihrerseits Vorbedingung für eine intensive Ammonium-Phosphat-Zehrung ist, und da zweitens bei vorhandenem Algenwuchs die Nährsalzaufnahme der Algen durch das Sonnenlicht erheblich gesteigert wird. Dieser starken Beeinflussung durch Witterungsfaktoren zufolge unterliegt die Intensität der Ammonium-Phosphat-Elimination innerhalb einer Besspannungsperiode großen, unregelmäßigen Schwankungen.

B. Bodenwasseruntersuchungen

Dem Teichboden fällt die Verarbeitung der partikulären organischen Abwasserschmutzstoffe zu, die, mit dem Abwasser in die Teiche eingeschwemmt, sich auf dem Boden der vorderen Teichregion in Form einer Faulschlammschicht ansammeln. Diese allmähliche Übersichtung des Teichbodens mit einer Faulschlammdecke ruft im Bodenwasser einen kontinuierlichen Anstieg der Ammonium- und Phosphatkonzentration sowie, nach allmählicher Aufzehrung des anfänglich im Bodenwasser gelösten Sauerstoffs, eine beständige Zunahme des Schwefelwasserstoffgehaltes hervor.

Tab. 4. Die Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Bodenwassers aus 10 cm Schlammtiefe im Teich K₂6 während der Besspannungsperiode 1956.

E = Teicheinlauf, M = Teichmitte, A = Teichauslauf

Datum	NH ₃ (mg/l)			PO ₄ (mg/l)			O ₂ -H ₂ S (mg/l)		
	E	M	A	E	M	A	E	M	A
28. April	n. n.	n. n.	n. n.	0,3	0,4	0,1	+5,3	+6,1	+12,1
27. Mai	6	2,3	2,0	3,5	1,3	1,1	-0,8	-Sp.	+1,5
19. Juni	11	2,3	2,4	5	1,8	1,8	-2,5	-1	+Sp.
20. Juli	14	3,5	2,3	7,5	2,0	1,8	-5,5	-4	-Sp.
10. August	15	4	2,6	8	2,1	2,0	-8	-5	-0,9
4. September	17	4	3,0	7,5	2,2	2,3	-14	-6	-4

Ein +Zeichen bedeutet Sauerstoffgehalt, ein —Zeichen bedeutet Schwefelwasserstoffgehalt, n. n. = nicht nachweisbar, Sp. = Spuren.

Die Kontinuität dieser Entwicklung über einen Zeitraum von mehreren Monaten steht in markantem Gegensatz zu den chemischen Verhältnissen im Teichwasser, die in Abhängigkeit von dem jeweiligen Vorhandensein oder Fehlen einer Algenmassenvegetation und den wechselnden Witterungseinflüssen einen völlig diskontinuierlichen Verlauf nehmen.

Ebenso deutlich hebt sich die Stabilität der Bodenwasserzusammensetzung innerhalb eines kleineren Zeitraumes (innerhalb eines Tages) von den kurzfristigen Veränderungen der Teichwasserbefunde ab. Bei ganztägigen Untersuchungen blieben nämlich die Bodenwassermeßwerte (im Gegensatz zu den in Abhängigkeit von der Eliminationsintensität oder den Abwasserkonzentrationswellen schwankenden Teichwassermeßwerten) praktisch konstant. Es waren also im Bodenwasser Schwankungen des Ammonium- und Phosphatgehaltes als Folge eines rhythmischen Entzuges dieser Stoffe durch die Wurzeln der dichten Potamogeton-Bestände ebenso wenig nachzuweisen wie abwasserbedingte Konzentrationsveränderungen. Einschränkend muß jedoch bemerkt werden, daß die Bodenwasserproben zur Bestimmung ihres Ammonium- und Phosphatgehaltes im Verhältnis 1 : 5 bis 1 : 10 mit destilliertem Wasser verdünnt werden mußten, da der Meßbereich des Hellige-Neo-Komparators für so hohe Konzentrationen, wie sie im unverdünnten Bodenwasser vorlagen, nicht ausreichte. Durch diese Verdünnung aber wurde die Meßgenauigkeit zwangsläufig so weit herabgesetzt (beim Ammonium auf etwa $\pm 0,5$ mg/l NH₃), daß feinere Schwankungen nicht mehr zu erfassen waren.

Von der Sedimentation fäulnisfähiger Schmutzteilchen aus dem Abwasser sind die vorderen Partien des Teichbodens naturgemäß am stärksten betroffen, weshalb die Ausbildung einer typischen Faulschlammschicht auf die vorderen Teichboden zonen beschränkt bleibt.

Dies hat zur Folge, daß die chemischen Befunde des Bodenwassers in horizontaler Richtung ein sehr starkes Gefälle zeigen (vgl. Tab. 4). Die im Bodenwasser zwischen Teicheinlauf und Teichauslauf festgestellten Konzentrationsunterschiede übertreffen bei weitem die entsprechenden Abweichungen im Teichwasser: während sich nämlich der Ammoniumgehalt des Teichwassers vom Einlauf zum Ablauf hin maximal um 3 bis 4 mg/l NH_3 verminderte, betrug dieser Konzentrationsabfall im Bodenwasser des Teiches K₂6 (K₃2) bis zu 14 (23) mg/l NH_3 . Besondere ökologische Bedeutung kommt dem nicht minder steilen Konzentrationsgefälle des im Bodenwasser gelösten Sauerstoffs bzw. Schwefelwasserstoffs zu. Enthielt nämlich das Bodenwasser der Auslaufregion noch bis Ende Juni Spuren von Sauerstoff und erreichte erst im August eine meßbare H_2S -Konzentration, so war der Sauerstoff des Bodenwassers am Teicheinlauf schon Ende Mai aufgezehrt, und im August lagen dort die H_2S -Werte bereits bei 8 mg/l. Wie sich diese Verhältnisse auf die Bodenfauna auswirkten, wird später noch eingehend zu besprechen sein.

Für ein Studium vertikaler Konzentrationsveränderungen im Teichboden waren die Münchener Abwasserfischteiche nicht geeignet. Der Boden dieser Teiche ist nämlich sehr durchlässig, so daß der größte Teil des zufließenden Wassers durch die Teichsohle in das Grundwasser versickert und nur ein geringer Teil durch den Mönch abfließt. Mit dem Versickerungsvorgang ist aber offenbar ein Stofftransport in vertikaler Richtung verbunden, weshalb die aus 10 und 20 cm Bodentiefe entnommenen Proben sich in ihrer chemischen Zusammensetzung nur unwesentlich voneinander unterschieden.

Da Diffusionsvorgänge entgegen der Richtung des Versickerungsstromes kaum möglich sind, blieb der chemische Befund des Teichwassers von dem des Bodenwassers weitgehend unbeeinflusst. Nur so ist zu verstehen, daß der Verschmutzungsgrad des Teichwassers trotz der für das Bodenwasser beschriebenen kontinuierlichen Entwicklung im Verlauf einer Abwasserbeschickungsperiode nicht ständig zunahm, sondern in Abhängigkeit insbesondere von Witterungsfaktoren unregelmäßig schwankte.

V. Biologische Untersuchungen

Ziel der biologischen Untersuchungen war es, die Auswirkungen des Abwasserzuflusses auf die in den Teichen lebenden tierischen Organismen festzustellen. Dabei mußten zwei verschiedene Aspekte berücksichtigt werden:

1. ein zeitlicher insofern, als die mehrere Monate andauernde Abwasserbeschickung eine fortschreitende Veränderung der ökolo-

gischen Bedingungen in den Teichen hervorruft, deren Rückwirkungen auf den biologischen Zustand der Teiche nur dadurch zu erkennen waren, daß die ganze Besspannungsperiode über die qualitative und quantitative Entwicklung der Teichfauna regelmäßig untersucht wurde.

2. ein räumlicher in der Hinsicht, daß der Abwasserzufluß sich nicht im ganzen Teich mit gleicher Intensität bemerkbar macht, sondern die einzelnen Teichzonen je nach ihrer Entfernung von den Abwassersprenglern eine unterschiedlich starke Beeinflussung durch das Abwasser erfahren. Die dadurch bedingte Zonierung der Teichfauna wurde durch gleichzeitiges Entnehmen von Proben aus verschiedenen Teichregionen erfaßt, wobei wiederum auf qualitative und quantitative Abweichungen im Besiedlungsbild der einzelnen Teichzonen geachtet wurde.

Die Untersuchungen erstreckten sich auf das Zooplankton sowie auf die Makro- und Mikrofauua des Teichbodens und wurden in drei- bis vierwöchigem Abstand durchgeführt.

Gelegentlich wurden auch die Teichufer auf makroskopische Tierformen hin untersucht; dabei zeigte sich, daß in den Münchener Teichen nur wenige typische Ufertiere leben. Außer zahlreich vorkommenden Wasserwanzen waren Chironomidenlarven der Gattungen *Procladius*, *Cryptochironomus* und *Trichocladius* sowie ferner einige Oligochäten wie *Chaetogaster diaphanus* GRH., *Stylaria lacustris* L. und *Aelosoma* Ehrbg. zu beobachten. *Limnea stagnalis* L. und *Radix auricularia* L. wurden nur vereinzelt gefunden.

A. Planktonuntersuchungen

Im Teichwasser von Abwasserfischteichen können sich nur solche Zooplanktonformen in größerer Menge entwickeln, die die abwasserbedingte Verschmutzung dieser Teiche zu ertragen vermögen. Der Abwasserzufluß und die artmäßige Zusammensetzung des Zooplanktons stehen also miteinander in ursächlicher Beziehung. Der Versuch jedoch, diesen Einfluß des Abwassers auf die Planktonfauna nach den einleitend dargelegten Gesichtspunkten weiter aufzugliedern, stößt auf große Schwierigkeiten. Dies hat mehrfache Gründe. Zunächst sei daran erinnert, daß der Verschmutzungsgrad des Teichwassers im Gegensatz zu dem des Bodenwassers mit der Abwasserbeschickungsdauer nicht kontinuierlich ansteigt, sondern die ganze Abwasserbeschickungsperiode über unregelmäßig variiert. Demzufolge kann aber auch keine qualitative Veränderung des Zooplanktonbefundes derart erwartet werden, daß im Frühsommer noch mehr Reinwasserformen im Teichwasser enthalten wären, die bei anhaltendem Ab-

wasserzufluß in ihrer Mengenentwicklung mehr und mehr zurückgingen, um durch andere gegen organische Verschmutzungen resistenterere Formen ersetzt zu werden. Solche Veränderungen wurden in Wirklichkeit auch nicht beobachtet. Sofern während der Bespannungszeit ein zooplanktischer Formenwechsel in den Untersuchungs-teichen eintrat, war er dadurch bedingt, daß die meisten der in den Teichen nachgewiesenen Planktontiere nicht perennierend, sondern periodisch auftreten, daß sie also die längste Zeit der Bespannungsperiode nur vereinzelt zu finden sind bzw. sogar gänzlich fehlen, um nur zu bestimmter Jahreszeit ein stärker oder schwächer ausgeprägtes Entwicklungsmaximum zu erreichen. Da der Zeitpunkt dieser Maxima von Tierart zu Tierart differiert, herrschen im Teichplankton je nach Jahreszeit jeweils andere Formen vor.

Die Periodizität der Planktonentwicklung verleiht den Untersuchungsbefunden jedoch nicht die zunächst anzunehmende Regelmäßigkeit. Ob nämlich das zu einem bestimmten Zeitpunkt zu erwartende Maximum einer Art zustande kommt oder nicht, hängt von den ökologischen Voraussetzungen ab, zu denen insbesondere das Nahrungsangebot von seiten des Phytoplanktons gehört. Da die Phytoplanktonentwicklung in Abhängigkeit von Witterungseinflüssen starken Schwankungen unterliegt und sich außerdem die einzelnen Teiche der Münchener Anlage hinsichtlich ihrer Phytoplanktonqualität und -quantität aus ungeklärten Gründen sehr erheblich voneinander unterscheiden, resultiert aus der Nahrungsabhängigkeit des Zooplanktons vom Phytoplankton eine große Labilität und Variabilität der zooplanktischen Lebensgemeinschaft. Dementsprechend weichen sowohl die in ein und demselben Teich (K_32) in zwei verschiedenen Jahren (1955 und 1956) als auch die in ein und demselben Jahr (1956) in zwei verschiedenen Teichen (K_32 und K_26) ermittelten Untersuchungsergebnisse beträchtlich voneinander ab.

Ebensowenig wie der zeitliche Wechsel des art- und mengenmäßigen Zooplanktonbefundes innerhalb einer Bespannungsperiode ist die räumliche Verteilung der Planktontiere im Teichbecken durch den Abwasserzufluß bestimmt. Die chemischen Unterschiede vom Teichwasser des Zu- und Ablaufes sind nämlich zu gering, um selektiv auf den Formenbestand des Zooplanktons in den verschiedenen Teichzonen zu wirken. Im Gegensatz zu den später zu schildernden Besiedlungsverhältnissen im Teichboden ist das Vorkommen der einzelnen Planktontierarten nicht bestimmten Teichzonen zuzuordnen, sondern es erstreckt sich zumeist auf das gesamte Teichwasser vom Einlauf bis zum Auslauf. Wenn dabei die Menge der in einem Liter Teichwasser enthaltenen Individuen am Teicheinlauf, in der Teichmitte und am Auslauf sehr ungleich ist, so wird dies, von Ausnahmen

abgesehen, gleichfalls nicht durch die Einseitigkeit des Abwasserzuflusses bewirkt: Wenn nämlich die Zulaufregion quantitativ bedeutend planktonärmer ist als der gesamte übrige Teich, so ist das zweifellos auf den dort herrschenden raschen Wasserwechsel zurückzuführen, der durch das ständige Einströmen von Abwasser und Isarwasser verursacht wird. Wenn ferner in den mittleren Teichpartien häufig die höchsten Planktonzahlen festgestellt wurden, so hängt das mit der dichten Verkrautung dieser Teichregion zusammen, denn mehrere der in den Untersuchungsteichen lebenden Planktontiere sind dafür bekannt, daß sie sich vorzugsweise in Wasserpflanzenbeständen aufhalten, z.B. *Chydorus sphaericus* und *Ceriodaphnia quadrangula*. Die tiefere und nur mäßig krautbestandene Auslaufzone zeigte gegenüber der Teichmitte im allgemeinen wieder einen Rückgang der Planktonmengenbefunde.

Da das Zooplankton den vorstehenden Ausführungen zufolge für das Studium der räumlichen und zeitlichen Auswirkungen der Abwasserbeschickung auf die Teichfauna ein ungeeignetes Untersuchungsobjekt abgibt, wird das Ergebnis der Planktonuntersuchungen nur in reduzierter Form dargestellt. In Zusammenhang mit der eingangs getroffenen Feststellung, daß in Abwasserfischteichen nur eine begrenzte Zahl von Planktontierarten, nämlich die gegen die Verschmutzung solcher Teiche hinreichend resistenten Formen, Entwicklungsmöglichkeiten finden, scheinen mir hauptsächlich qualitative Angaben über das Plankton der Münchener Abwasserfischteiche von Interesse zu sein. Die jahreszeitliche Mengenentwicklung der einzelnen Arten wird nur in großen Zügen skizziert, weil sie vom Abwasserzufluß kaum beeinflusst wird und somit in der die biologischen Folgeerscheinungen der Abwasserbeschickung betreffenden Fragestellung dieser Arbeit nicht enthalten ist.

Daphnia longispina O. F. Müller subsp. *longispina* nahm unter den Zooplanktern der Münchener Abwasserfischteiche insofern eine Sonderstellung ein, als sie nahezu die ganze Besspannungsperiode über (von Mai bis Oktober) in Mengen von über 100 Ind./l zu beobachten war. Daraus ist zu schließen, daß die Daphnien bezüglich ihrer Nahrung nicht auf das Phytoplankton angewiesen waren, sondern sich in den Untersuchungsteichen offenbar hauptsächlich von den feinen organischen Detrituspartikeln ernährten, die teils direkt mit dem Abwasser in die Teiche eingeschwemmt werden, teils bei den Reinigungsprozessen langsam aus dem Teichwasser ausflocken. In Übereinstimmung damit war das trübe Wasser der vorderen Teichhälfte stets auffällig reicher an Daphnien als das relativ klare Wasser der hinteren Teichpartien. So wurden während der Sommermonate zwischen Teichlauf und Teichmitte bis zu 600 *Daphnia*-Exemplare je Liter erfaßt,

während für die Auslaufregion als obere Grenze etwa 150 Ind./l angegeben sind.

Neben *Daphnia longispina* kam auch *Daphnia pulex* de Geer regelmäßig, doch nur in geringer Zahl (5 bis 10 Ind./l) im Teichplankton vor.

Ceriodaphnia quadrangula O. F. Müller war nur in den Monaten Juli und August in Mengen von etwa 50 bis 100 Ind./l nachzuweisen, sonst fehlte diese Art praktisch vollkommen.

Entsprechendes gilt auch für *Chydorus sphaericus* O. F. Müller, nur fiel die maximale Häufigkeit dieser Form schon in den Juni und erreichte im Extremfall einen Wert von 1500 Ind./l; im allgemeinen stieg die Individuenzahl dieser Tiere aber auch im Juni kaum über 100/l.

Als weitere fast stets nur vereinzelt gefundene Cladocerenarten sind zu nennen: *Bosminaia longirostris* O. F. Müller, *Moina rectirostris* Leydig, *Simocephalus vetulus* O. F. Müller, *Eurycercus lamellatus* O. F. Müller, *Peracantha truncata* O. F. Müller, *Alona quadrangularis* O. F. Müller und *Polyphemus pediculus* L.

Die Copepoden waren in den Untersuchungsteichen fast ausschließlich durch *Cyclops strenuus* Fischer vertreten, dessen Mengenentwicklung im Verlauf der Bespannungsperiode 1955 zweimal, nämlich Ende Mai/Anfang Juni und Ende August/Anfang September einen deutlichen Anstieg auf 400 bis 800 erwachsene Tiere/l erkennen ließ. Die Anzahl der zugehörigen Nauplien unterschritt dabei kaum je 300/l und lag zeitweise bei 1000/l. Im Jahre 1956 blieb es hingegen in beiden Untersuchungsteichen bei einer sehr spärlichen Cyclopsentwicklung. Die Individuenzahl der erwachsenen Tiere schwankte zwischen etwa 10 und 30/l, die der Nauplien zwischen 50 und 100/l.

Neben *Cyclops strenuus* kamen gelegentlich noch *Cyclops vernalis* Fischer und *C. viridis* Jurine im Teichwasser vor.

Wie das Crustaceen- umfaßte auch das Rotatorienplankton mehrere Arten, von denen die einen in den Teichen zeitweilig ein Maximum erreichten, während die anderen immer nur mehr oder minder vereinzelt zu finden waren.

Zu den ersteren gehört *Keratella quadrata* O. F. Müller, deren Individuenzahl sich im Mai und September auf maximal 900/l erhöhte, während sie sonst im allgemeinen nur ungefähr 5 bis 20/l betrug.

Ferner war *Brachionus calyciflorus* Pallas ziemlich regelmäßig mit etwa 10 bis 40 Ind./l im Teichwasser nachweisbar und ließ im Frühsommer und Herbst eine schwach ausgeprägte Mengenzunahme erkennen.

Brachionus angularis Gosse zählt zu den nur sehr selten erfaßten Formen, wenngleich er ein einziges Mal — Anfang Oktober 1955 — im Teich K₃2 zu einer Massenentwicklung von über 1000 Ind./l gelangte.

Brachionus rubens Ehrbg. war als Kommensale von *Daphnia longispina* besonders in der Zeit von Juli bis August ungemein häufig.

Epiphanes senta Ehrbg. und *Rotaria rotatoria* Pallas hielten sich vorzugsweise in dem von Abwasserschmutzstoffen stark getrübbten Teichwasser der Einlaufzone auf; sie waren dort meist in Mengen von 10 bis 30, höchstens 80 Ind./l zu beobachten.

Anfang Juni 1955 herrschte im Teichwasser vom Teich K₃2 ein gleichzeitiges Massenvorkommen von *Polyarthra platyptera* Ehrbg. und *Asplanchna brightwelli* Gosse, wobei sich in einem Liter Wasser bis zu 300 Exemplare von *Polyarthra* und nahezu 2000 Individuen von *Asplanchna brightwelli* befanden. Mit Ausnahme dieser einen Massenentwicklung war die Beteiligung von *Polyarthra* und *Asplanchna* an der Gesamtquantität des Zooplanktons nur sehr gering.

Als stets nur vereinzelt im Teichplankton gefundene Rotatorienarten bleiben noch *Keratella cochlearis* Gosse, *Synchaeta pectinata* Ehrbg., *Euchlanis dilatata* Ehrbg., *Filina longiseta* Ehrbg. und *Notholca longispina* Kellicot zu erwähnen.

B. Untersuchungen der Teichbodenfauna

Im Teichboden stehen die zeitlichen und räumlichen Besiedlungsphänomene in enger Beziehung zum Abwasserzufluß. Dem Anhalten der Abwasserbeschickung über mehrere Monate entspricht im Teichboden eine kontinuierlich fortschreitende Veränderung des chemischen Milieus, die sich in einer allmählichen Aufzehrung des im Bodenwasser gelösten Sauerstoffs und einem ständigen Anstieg der Schwefelwasserstoffkonzentration äußert und von biologischen Folgeerscheinungen qualitativer und quantitativer Art begleitet ist. Ebenso bewirkt das steile Horizontalgefälle der chemischen Verhältnisse im Teichboden eine ausgeprägte Gliederung der räumlichen Besiedlungsverhältnisse auf der Gesamtfläche des Teichbodens.

a) Die Bodenmakrofauna

Der Teichschlamm der Münchener Abwasserfischteiche dient nur wenigen makroskopisch sichtbaren Tierarten als Lebensraum. Es sind ausschließlich die Oligochaeten und Larven verschiedener Chironomiden, die den regelmäßigen Bestand der Schlammfauna bilden.

Als Hauptvertreter der Oligochaeten ist *Tubifex tubifex* zu nennen. Daneben wurden die *Limnodrilus*-Arten *L. udekemianus* Clap., *L. hoffmeisteri* Clap. und *L. claparedeanus* Ratz. die gesamte Bespan-

nungsperiode über in geringerer Zahl gefunden. Von den Naididen war *Nais pardalis* Piquet im Frühsommer für kurze Zeit in größeren Mengen zu beobachten.

Von den Chironomidenlarven⁴ sind es hauptsächlich die zur Gattung *Glyptotendipes* gehörenden Tiere (*G. pallens* Meigen und *G. paripes* Edwards), welche den Teichboden zeitweise in großer Zahl bevölkern. Auch die Larven der *Chironomus-plumosus*-Gruppe gehören zu den im Schlamm der Untersuchungsteiche regelmäßig anzutreffenden Formen. Das Vorkommen der zur *Tanytarsus-gregarius*-Gruppe zählenden Larven beschränkt sich vornehmlich auf die Monate Mai, Juni und Juli. Die Gattungen *Polypedilum*, *Cryptochironomus* und *Procladius* spielen hinsichtlich ihrer Häufigkeit eine nur untergeordnete Rolle.

1. Zeitliche Besiedlungsveränderungen

Die artmäßige Zusammensetzung der Bodenmakrofauna bleibt, sofern der Tierbestand der gesamten Teichbodenfläche berücksichtigt wird, im Verlauf einer Besspannungsperiode ziemlich konstant. Eine durchgreifende qualitative Veränderung des Besiedlungsbildes in Abhängigkeit von der Abwasserbeschickungsdauer muß für die Makrofauna verneint werden.

Auch die zeitlich stark variierende Mengenentwicklung der Chironomidenlarven in den Untersuchungsteichen erweist sich als primär unabhängig von der Dauer der Abwasserbeschickung; sie wird in erster Linie bestimmt durch den arteigenen Entwicklungszyklus dieser Tiere. Je nachdem, wann die Imagines der einzelnen Arten ihre Hauptschwärmzeit haben und wieviele Tage bzw. Wochen die Embryonalentwicklung sowie die verschiedenen Larvulae-Stadien in Anspruch nehmen, treten die zugehörigen Larven schon im Frühsommer (*Tanytarsus*) oder erst im Spätsommer und Herbst (*Glyptotendipes*, *Chironomus*) in großer Zahl im Teichschlamm auf. Wohl steht das mengenmäßige Vorkommen der Larven insofern in ursächlicher Beziehung zum Abwasserzufluß, als deren Ansiedlungsdichte durch den abwasserbedingten Nahrungsreichtum der Teiche gefördert wird; die potentiell in den Teichen bestehenden günstigen Nahrungsbedingungen können durch die Larven aktuell aber erst dann ausgenützt werden, wenn nach Laichablage der Imagines die Voraussetzungen für ein Larvenmassenaufreten gegeben sind.

Für eine zahlenmäßige Demonstration des quantitativen jahreszeitlichen Entwicklungsganges der Bodenbesiedlung in den Münchener Abwasserfischteichen kann nicht auf Durchschnittsbefunde vom ganzen

⁴ Die Verfasserin dankt Herrn Prof. Lenz, Plön, für die Nachbestimmung der Chironomidenlarven.

Teich zurückgegriffen werden. Das Hauptansiedlungsgebiet der einzelnen Formen erstreckt sich jeweils nur auf eine breitere oder schmalere Bodenzone, also nur auf einen Teil der gesamten Bodenfläche. In Tabelle 5 (s. unten) sind daher für die wichtigsten Vertreter der Bodenmakrofauna die in den Monaten April bis Oktober ermittelten maximalen Häufigkeitswerte zusammengestellt, wobei absichtlich nicht unterschieden wird, aus welchem Teich, welcher Teichzone und welchem Untersuchungsjahr die einzelnen Werte stammen; sie sollen lediglich den Stand der optimalen Entwicklung von *Tubifex tubifex*, *Glyptotendipes pallens*, *Glyptotendipes paripes* sowie der Larven der *Chironomus-plumosus*- und der *Tanytarsus-gregarius*-Gruppe in den untersuchten Teichen angeben. Dieses Zahlenmaterial bildet die notwendige Vergleichsbasis für die Beurteilung der Reduktionen, die der Tierbestand in den verschiedenen Bodenzonen durch noch zu besprechende Faktoren erfährt.

Tab. 5. Die jahreszeitliche Mengenentwicklung der wichtigsten Bodenmakroorganismen in den Untersuchungsteichen. Angabe (Maximalwerte) in Individuen/m²

Bodentiere	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.
<i>Tubifex tubifex</i>	4 500	27 000	40 000	40 000	35 000	40 000	30 000
<i>Glyptotendipes pallens</i>	500	600	1 000	7 500	16 000	35 000	30 000
<i>Glyptotendipes paripes</i>	700	1 200	1 800	5 000	4 500	8 000	12 000
<i>Chironomus</i> (plumosus-Gruppe)	—	—	700	800	4 000	9 000	16 000
<i>Tanytarsus</i> (gregarius Gruppe)	—	28 000	12 500	5 800	2 200	1 000	—

Wie die vorstehende Tabelle zeigt, steigt die Besiedlungsdichte des Teichbodens mit Tubificiden und Tendipediden-Larven von anfangs (April) niedrigen Werten im weiteren Verlauf der Besspannungsperiode steil an; dabei erreicht der Tubificidenbestand unter günstigen Bedingungen schon im Juni einen Maximalwert von 40 000 Ind./m², der sich bis in den Herbst hinein erhält. Die *Glyptotendipes*- und *Chironomus*-Larven nehmen dagegen erst ab Juli/August deutlich an Häufigkeit zu, wenn nämlich nach dem Schwärmen und Laichen der Imagines die jungen Larven im Teichboden heranwachsen. Sieht man von den *Tanytarsus*-Larven ab, deren Anzahl sich von Mai bis Oktober ständig vermindert, so ergibt sich die Feststellung, daß die Quantität der Bodenmakroorganismen gegen Ende der Besspannungsperiode am größten ist. Aber nur ein kleiner Teil der den Teichschlamm im Herbst bevölkernden Bodentiere übersteht die winterliche Trockenlegung der Teiche; des-

halb tritt der Teichboden im darauffolgenden Frühjahr wiederum mit einer geringen Besiedlungsdichte in die neue Besspannungsperiode ein. Noch stärkere Verluste erleidet die Bodenmakrofauna, wenn der trockenliegende Teichboden mit Brantnkalk desinfiziert wird: So waren im Frühjahr 1955 nach zuvoriger Ätzkalkbehandlung im Boden des Teiches K₃2 bis zum Auftreten der *Tanytarsus*-Larven im Mai praktisch überhaupt keine Bodentiere zu finden, erst im Juni begann sich langsam ein Tubificidenbestand zu entwickeln, und mit dem Erscheinen der jungen *Glyptotendipes*- und *Chironomus*-Larven im Juli normalisierte sich schließlich der biologische Befund des Teichbodens.

2. Die Zonierung der Bodenbesiedlung

Bei den Ausführungen über die qualitative und quantitative Entwicklung der Bodenbesiedlung im Verlauf einer Besspannungsperiode mußte bereits auf die Unterschiedlichkeit dieser zeitlichen Veränderungen innerhalb der einzelnen Bodenzonen hingewiesen werden. Ebenso ist es unumgänglich, in die nachstehenden Erörterungen der räumlichen Besiedlungsverteilung den zeitlichen Wandel der im Teichboden ausgeprägten biologischen Zonierungen einzubeziehen. Die räumlichen und zeitlichen Besiedlungsphänomene in den Untersuchungsteichen sind so eng miteinander verknüpft, daß sie nicht völlig isoliert voneinander abzuhandeln sind; es kann nur jeweils die hauptsächliche Betonung entweder auf den zeitlichen oder den räumlichen Aspekt gelegt werden.

Wäre das Vorkommen oder Fehlen der genannten Bodentiere im Teichschlamm ausschließlich durch ihren arteigenen Entwicklungszyklus bedingt, so müßte die Mengenentwicklung einer bestimmten Form zu einem bestimmten Zeitpunkt im ganzen Teich die gleiche sein. Optimale Bedingungen vorausgesetzt, müßten also die Werte der Tabelle 5 zu Durchschnittswerten vom ganzen Teich werden, was aber keineswegs der Fall ist. In Wirklichkeit ist die Mengenverteilung der Makroorganismen über die Bodenfläche eines Teiches durchaus ungleichmäßig. Die einzelnen Tierarten finden in einer bestimmten Bodenzone je nach deren Entfernung von den Abwassersprenglern unterschiedlich günstige Lebensbedingungen, weshalb die verschiedenen Bodenzonen von jeweils verschiedenen Formen vorzüglich besiedelt werden.

Tubifex tubifex:

Wie aus der Literatur bekannt (Alsterberg 1925, Meschkat 1937), kommt *Tubifex tubifex* vornehmlich in Schlamm mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz vor. In Übereinstimmung damit wurde während der Jahre 1954 und 1955 auf der vorderen Teichbodenfläche der Untersuchungsteiche eine sehr dichte Tubificiden-

besiedlung beobachtet, die sich mit zunehmender Entfernung vom Teicheinlauf mehr und mehr verringerte. Als typisches Beispiel sei der Befund vom 25. August 1955 am Teich K₃2 herausgegriffen; die Anzahl der je m² ermittelten *Tubifex*-Individuen belief sich auf: 27 500 am Teicheinlauf, 3600 in der Teichmitte und 0 am Teichauslauf.

Auch zu Beginn der Abwasserbeschickungsperiode 1956 lag eine ähnliche Besiedlungsverteilung der Tubificiden vor. So wurden am 30. Mai 1956 im Teich K₃2 am Einlauf 21 000, in der Teichmitte 15 000 und am Teichauslauf 0 Ind./m² ermittelt. Im weiteren Verlauf dieses letzten Untersuchungsjahres aber trat in der Einlaufzone ein auffälliger Rückgang der *Tubifex*-Besiedlung bei gleichzeitigem Anstieg der Individuenzahlen in der Teichmitte ein; die Untersuchung des Teiches K₃2 am 22. August 1956 ergab folgende Werte: Einlauf = 3500, Mitte = 30 000, Auslauf = 300 Ind./m². Diese Besiedlungsverlagerung dürfte sehr wahrscheinlich mit der im Jahre 1956 stark erhöhten Abwasserbelastung der Münchener Abwasserfischteiche (vgl. Tab. 1) in Zusammenhang zu bringen sein, derzufolge die Schwefelwasserstoffkonzentration im Bodenwasser der Einlaufzone am 22. August 1956 eine Höhe von 12 mg/l erreicht hatte, während sie dort im Vorjahre zur gleichen Zeit bei nur 4 mg/l lag.

Chironomus (plumosus)-Gruppe):

Ebenso wie die Tubificiden sind die Larven der *Chironomus-plumosus*-Gruppe vorzugsweise Bewohner faulschlammhaltiger Gewässerböden und zeichnen sich gegenüber anderen Chironomidenlarven durch eine bemerkenswerte Unempfindlichkeit gegen Sauerstoffmangel aus (Thienemann 1920, Lenz 1923).

Dementsprechend waren die *plumosus*-Larven in der Einlaufzone der Untersuchungsteiche die relativ häufigsten Chironomidenlarven; während der ersten Besspannungsmonate (März bis Juli) waren sie allerdings nur in geringer Anzahl (vgl. Tab. 5) über den ganzen Teichboden verstreut zu finden. Nach der Hauptschwärmzeit jedoch stieg im Spätsommer und Herbst des Jahres 1955 die Ansiedlungsdichte dieser Larven in der Einlaufzone des Teiches K₃2 auf durchschnittlich 4000 bis 6000 Individuen/m², während sie am Ablauf nur etwa 1000 Ind./m² betrug. Im letzten Untersuchungsjahr (1956) wirkte sich die verstärkte Abwasserbelastung auf den Chironomidenbestand der Einlaufregion ebenso dezimierend aus wie auf die Tubificidenfauna: es blieb dort die ganze Besspannungsperiode über, also auch in der Zeit von August bis Oktober, bei einer Besiedlungsdichte von nur 100 bis 200 *plumosus*-Larven/m², während die Befunde von der Teichmitte (3000 bis 6000 Ind./m²) und vom Teichauslauf (500 bis 1500 Ind./m²) gegenüber dem Vorjahr kaum verändert waren.

Glyptotendipes pallens:

Nach Thienemann (1954) ist die Lebensweise der zur „Art“ *Glyptotendipes pallens* gehörenden Larven durch eine große Variationsbreite ausgezeichnet. Sie sind als Minierer gefunden worden, graben aber auch in faulenden Blättern und Stengeln von Wasserpflanzen, leben von Algenaufwuchs im Seenlitoral und kommen gelegentlich im groben Bodenschlamm von Gräben und Teichen vor. Normalerweise besitzen die *pallens*-Larven am 11. Segment ein Paar Tubuli, das bisweilen aber auch fehlen kann. Thienemann läßt daher die Möglichkeit offen, daß in der „Art *pallens*“ noch mehrere spezifisch zu unterscheidende Formen stecken.

In den Münchener Abwasserfischteichen lebten die Larven von *Glyptotendipes pallens* im Bodenschlamm, und zwar steckten sie größtenteils in weichen Schlammröhren; die Tubuli des 11. Segmentes war stets sehr kräftig entwickelt.

Zur Zeit ihrer maximalen Häufigkeit im September verteilte sich das Mengenvorkommen der Larven in den Jahren 1954 und 1955 auf die Bodenfläche des Teiches K₃2 so, daß in der Einlaufzone etwa 1000 bis 2000, in der Teichmitte 20 000 bis 30 000 und am Auslauf 4000 bis 8000 Ind./m² lebten. Die mittlere Teichregion bot demnach den *pallens*-Larven die günstigsten Lebensbedingungen; dies erklärt sich offenbar daraus, daß die Teichmitte im Vergleich zur Einlaufzone nicht mehr so stark von Abwasserschmutzstoffen belastet, im Vergleich zum Teichauslauf aber dichter verkrautet und somit nahrungsreicher ist.

Da die *Glyptotendipes-pallens*-Larven also im Gegensatz zu den Tubificiden und *Chironomus-plumosus*-Larven schon während der Jahre 1954 und 1955 nicht vorzugsweise in der Einlaufzone, sondern in der Teichmitte lebten, wurde die Gesamtbesiedlungsverteilung dieser Larven im Jahre 1956 durch den vermehrten Abwasserzufluß nicht so auffällig verändert, denn die erhöhte Abwasserbelastung wirkte sich auf die Bodenfläche der Teichmitte naturgemäß nicht mehr so stark aus wie auf die der Einlaufregion. Die *pallens*-Larven behielten daher auch 1956 als Hauptansiedlungsgebiet die mittleren Teichpartien bei; nur die schon während der beiden Vorjahre ohnehin spärliche Besiedlungsdichte der Einlaufzone hatte sich weiterhin verringert, so daß dort kaum noch *Glyptotendipes*-Larven gefunden wurden.

Glyptotendipes paripes:

Die Larven von *Glyptotendipes paripes* kommen im Bodenschlamm von Tümpeln und Teichen sowie im Seenlitoral vor (Thienemann 1954, Wundsch 1942/45). Sie unterscheiden sich von den *Glyptotendipes-pallens*-Larven durch das Fehlen der Tubuli am 11. Segment,

an Stelle derer sie nur ein Paar höckerartiger Ausbuchtungen besitzen. Da jedoch die Länge der Tubuli auch bei den *pallens*-Larven in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren sehr stark variiert (Thienemann 1954), stand zunächst nicht fest, ob es sich bei den in den Untersuchungsteichen gefundenen *Glyptotendipes*-Larven um Varietäten einer Art oder um zwei verschiedene Arten handelte.

Bereits zu diesem Zeitpunkt fiel mir die räumliche Abgrenzung der Hauptansiedlungsgebiete beider Larventypen auf: Während in der Teichmitte die Larven mit langen Tubuli dominierten, überwog am Teichauslauf die Zahl der Larven mit nur schwachen Vorwölbungen am 11. Segment, wodurch der Eindruck erweckt wurde, die unterschiedliche Ausbildung der Tubuli stehe in ursächlicher Beziehung zu dem Horizontalgefälle der Sauerstoff- bzw. Schwefelwasserstoffkonzentration im Bodenwasser. Nach Thienemann (1954) ist es jedoch abwegig, die Längenreduktion der Tubuli mit Sauerstoffaufnahme-problemen in Zusammenhang zu bringen, da die Untersuchungen von Fox (1920) die Kiemenfunktion der Tubuli widerlegt hätten. Später konnte dann an Hand eingesammelter Puppenexuvien festgestellt werden, daß in den Untersuchungsteichen tatsächlich zwei verschiedene *Glyptotendipes*-arten vorkamen, von denen die *paripes*-Larven, wie die Beschränkung ihres hauptsächlichlichen Vorkommens auf die Auslaufregion verriet (vgl. Tab. 6), im Vergleich zu den *pallens*-Larven offenbar ein höheres Sauerstoffbedürfnis bzw. eine geringere Schwefelwasserstofftoleranz besitzen.

Die Besiedlungsverteilung der *paripes*-Larven wurde im letzten Untersuchungsjahr durch die erhöhte Abwasserbelastung der Teiche nur geringfügig beeinflusst. Die Tiere waren im Sommer 1955 in der Teichmitte noch etwas zahlreicher vertreten als im darauffolgenden Jahr, jedoch ist diese Abweichung, verglichen mit den natürlichen Populationsschwankungen, zu klein, als daß sie mit dem stärkeren

Tab. 6. Die lokale Mengenentwicklung von *Glyptotendipes pallens* und *Glyptotendipes paripes* während des Jahres 1956 im Teich K₂6. Angaben in Individuen pro m². E = Einlauf, M = Mitte, A = Auslauf

	<i>Glyptotendipes pallens</i>			<i>Glyptotendipes paripes</i>		
	E	M	A	E	M	A
April	—	500	100	—	100	700
Mai	100	300	100	—	—	1 200
Juni	—	300	—	—	—	200
Juli	—	5 500	2 500	100	2 500	5 000
August	—	6 000	1 500	—	2 000	4 500
September	100	15 000	4 500	—	3 000	7 000
Oktober	400	12 000	4 000	—	5 000	10 500

Abwasserzufluß in hinreichend begründeten Zusammenhang gebracht werden könnte.

Tanytarsus (gregarius-Gruppe):

Da *Tanytarsus*-Larven, wie aus der Literatur bekannt (Thienemann 1920, Lenz 1923), sehr empfindlich gegen Sauerstoffmangel sind, fanden sie in den Untersuchungsteichen nur so lange günstige Lebens- und Entwicklungsbedingungen, als das Bodenwasser sauerstoffhaltig und frei von Schwefelwasserstoff war. Der nach dem Öffnen der Abwassersprengler einsetzende Sauerstoffschwund ging, wie beschrieben, in der Einlaufzone besonders schnell vor sich — da der Hauptanteil der organisch fäulnisfähigen Abwasserschmutzteilchen sich auf den vorderen Teichbodenflächen absetzt und Faulschlamm-bildung hervorruft —, so daß der Sauerstoffgehalt des Bodenwassers am Teicheinlauf zu einem wesentlich früheren Zeitpunkt aufgezehrt war als in den mittleren und hinteren Teichzonen. In Übereinstimmung damit erfuhr die *Tanytarsus*besiedlung im Verlauf einer Abwasserbeschickungsperiode eine mit der Beschickungsdauer vom Teicheinlauf zum Teichauslauf hin fortschreitende Reduktion, bis schließlich im Herbst auch am Teichauslauf keine *Tanytarsus*-Larven mehr zu finden waren (siehe Tab. 5). Die Geschwindigkeit dieses Vorganges hing von der Stärke der Abwasserbelastung ab: Im Jahre 1955 enthielt das Bodenwasser des Teicheinlaufes Ende Mai / Anfang Juni noch geringe Mengen Sauerstoff, und dementsprechend erstreckte sich die *Tanytarsus*besiedlung zu diesem Zeitpunkt noch bis in die vordere Teichregion, wenngleich das Hauptansiedlungsgebiet in den mittleren und hinteren Teichzonen lag. Im Jahre 1956 jedoch sank der Sauerstoffgehalt des Bodenwassers zufolge der stärkeren Abwasserbelastung so rasch ab, daß Ende Mai nicht nur am Teicheinlauf, sondern auch in der Teichmitte schon kein Sauerstoff mehr nachweisbar war und nur der Teichauslauf noch sauerstoffhaltiges Bodenwasser hatte. Auf letzteren beschränkte sich daher auch das hauptsächliche Vorkommen der *Tanytarsus*-Larven, während die Teichmitte im Vergleich zum

Tab. 7. Die lokale Besiedlungsverteilung von *Tanytarsus*-Larven der *gregarius*-Gruppe über die Bodenfläche des Teiches K₃₂ im Mai der Jahre 1955 und 1956 mit Angabe des Sauerstoff- (+) und Schwefelwasserstoffgehaltes (—) im Bodenwasser aus 10 cm Tiefe.

Angaben in Individuen/m² bzw. in mg/l

	Einlauf		Mitte		Auslauf	
	25. 5. 55	30. 5. 56	25. 5. 55	30. 5. 56	25. 5. 55	30. 5. 56
<i>Tanytarsus (gregarius-Gruppe)</i>	1 400	—	17 000	2 500	11 000	16 500
O ₂ —H ₂ S	+ 0,7	— 0,8	+ 2,5	— Sp	+ 3,0	+ 1,5

Vorjahre weitgehend von *Tanytarsus* entvölkert war und die am Einlauf entnommenen Proben überhaupt keine *Tanytarsus*-Larven enthielten.

Rückblickend auf die Darstellung der räumlichen Besiedlungsverteilung von *Tubifex tubifex*, *Chironomus* (*plumosus*-Gruppe), *Glyptotendipes pallens*, *Glyptotendipes paripes* und *Tanytarsus* (*gregarius*-Gruppe) auf der Bodenfläche der Untersuchungsteiche ist zu erkennen, daß vom Teichelauf zum Teichauslauf eine gleitende Veränderung des Besiedlungsbildes erfolgt dergestalt, daß in den vorderen Teichzonen nur die gegen Fäulnisstoffe weitgehend resistenten Tubificiden und Larven der *Chironomus-plumosus*-Gruppe in großer Menge vorkommen, die Teichmitte hingegen vorzüglich von *Glyptotendipes pallens*-Larven besiedelt ist, während auf den hinteren Bodenpartien die Larven von *Glyptotendipes paripes* und zu Beginn der Abwasserbeschickungsperiode auch die der *Tanytarsus-gregarius*-Gruppe günstige Entwicklungsbedingungen finden.

Bezüglich der Beeinflussung der räumlichen Besiedlungsverteilung durch die erhöhte Abwasserbelastung der Teiche im Jahre 1956 kann man von einer abgestuften Auswirkung derselben in den einzelnen Teichzonen sprechen: In der Einlaufregion wurden die Fäulnisvorgänge durch die Verdoppelung des Abwasserzuflusses so stark intensiviert, daß dort sämtlichen Makroorganismen, einschließlich der Tubificiden und *Chironomus-plumosus*-Larven, die Möglichkeit zu einer Massentwicklung entzogen wurde. In der Teichmitte wirkte sich der vermehrte Abwasserzufluß nur noch auf die gegen Sauerstoffmangel sehr empfindlichen *Tanytarsus*-Larven dezimierend aus, was sich in einer deutlichen Verarmung der *Tanytarsus*-Besiedlung der mittleren Teichregion zu erkennen gab. Am Teichauslauf trat gegenüber dem Vorjahre keine wesentliche Veränderung des Besiedlungsbildes ein.

b) Die Ciliatenfauna des Teichschlammes

Die große Anzahl der in den Untersuchungsteichen gefundenen Ciliatenarten gestattet es nicht, so wie bei den Makroorganismen das Verhalten der einzelnen Formen zu diskutieren. Um Wiederholungen zu vermeiden, werden die in ihren ökologischen Ansprüchen verwandten Formen gemeinsam besprochen, und zwar in Anlehnung an das von Liebmann (1951) revidierte Saprobien-system. Sofern es sich um Arten handelt, die in diesem System nicht genannt sind, werden sie jeweils im Anschluß an diejenige Gruppe aufgeführt, der sie nach den Beobachtungen an den Münchener Abwasserfischteichen am nächsten zu stehen scheinen.

Die oligosaprobe Arten-Gruppe:

Nach Liebmann (1951) sind oligosaprobe Ciliaten sehr empfindlich gegen organische Verunreinigungen des Wassers. Fäulnisgifte, insbesondere Schwefelwasserstoff, können diese Tiere nicht vertragen. Es gibt nur wenige Ciliatenarten, die als typisch oligosaprobe Organismen anzusprechen sind.

In den Münchener Abwasserfischeichen wurden nur zwei solcher Arten, *Frontonia acuminata* Ehrb. und *Strombidinopsis gyrans* Kent festgestellt. Vereinzelte Exemplare dieser beiden Arten lebten zu Anfang der Besspannungsperiode noch vor Beginn der Abwasserbeschickung an der Oberfläche des Teichbodens, wo sich zu dieser Zeit verschiedene Kieselalgen ansiedelten, die den genannten Infusorien als Nahrung dienen. Nach dem Öffnen der Abwassersprengler wurden *Frontonia acuminata* und *Strombidinopsis gyrans* nicht mehr beobachtet; bereits in den im Mai entnommenen Schlammstechproben fehlten sie vollständig.

Die β -mesosaprobe Arten-Gruppe:

Auch die zu dieser Gruppe zählenden Arten vermögen nach Liebmann (1951) die Einwirkung von Fäulnisstoffen über längere Zeit hin nicht zu ertragen und meiden Wasser mit einem niedrigen Sauerstoffgehalt.

Der β -mesosaprobe Formenbestand der Untersuchungsteiche verteilte sich auf sieben Arten, von denen *Aspidisca costata* Dujardin und *A. lynceus* Ehrb. als häufigste Vertreter von April bis Oktober im Teichschlamm zu finden waren. *Euplotus charon* O. F. Müller und *Coleps hirtus* Nitzsch. erschienen erst im Mai, gehörten aber von dieser Zeit ab ebenfalls zu den regelmäßig anzutreffenden Formen, während von *Paramecium bursaria* Focke nur wenige Male verstreute Einzeltiere gesehen wurden. Desgleichen war *Stentor polymorphus* Ehrb. nur gelegentlich in den Schlammstechproben enthalten, weil dieser Ciliat nicht zu den typischen Schlammbewohnern gehört. Letzteres gilt auch für *Halteria grandinella* O. F. Müller, die im Frühjahr des öfteren an der Bodenoberfläche beobachtet wurde. Ähnlich den oligosapoben Arten verschwand *Halteria* als einzige der β -mesosapoben Formen bald nach Einsetzen des Abwasserzuflusses aus den untersuchten Teichen.

Die β -mesosapoben Ciliatenarten besiedelten die ganze Fläche des Teichbodens, sie waren also gleicherweise im Schlamm des Teich-einlaufs, der Teichmitte und des Auslaufs zu finden. Bestand demnach kein qualitativer Besiedlungsunterschied zwischen den einzelnen Teich-zonen, so war die Individuenzahl der vorstehend aufgeführten Infusorien im vorderen Teichgebiet infolge günstigerer Nahrungsbedin-

gungen größer als in der Ablaufregion. Die vom Einlauf zum Ablauf fortschreitende Mineralisation des Teichschlammes mußte nämlich zu einer Verringerung seiner Bakterienflora führen, ebenso wie auch das Wachstum von Kieselalgen auf dem Teichboden in den hinteren Teichpartien schwächer entwickelt war. Bakterien und Algen bilden aber nach Liebmann (1951) die Nahrung der meisten β -mesosaproben Ciliaten.

Am Teicheinlauf wurden die genannten Formen größtenteils direkt an der Schlammoberfläche angetroffen, wo auch in den Sommer- und Herbstmonaten, wenn die tieferen Schlammschichten in intensive Fäulnis übergehen, durch die ständige Berührung mit dem Teichwasser ausreichend Sauerstoff vorhanden ist. Am Teichauslauf hielten sich besonders die *Aspidisca*-Tiere auch noch in $1/2$ und 1 cm Schlamm-tiefe auf.

Die nachstehend genannten Ciliatenarten stimmen mit denen der β -mesosaproben Gruppe darin überein, daß sie schon vor Beginn des Abwasserzuflusses im Teichboden relativ günstige Lebensbedingungen fanden und ihr Ansiedlungsgebiet sich über den ganzen Teichboden erstreckte. Es handelt sich dabei um die hypotrichen Formen *Euplotes affines* Dujardin und *Opisthotricha similis* Engelmann, die ähnlich den *Aspidisca*-Arten vom Frühjahr bis zum Herbst im Bodenschlamm der Untersuchungsteiche lebten. Entsprechendes gilt auch für *Cinetochilum margaritaceum* Perty und *Holophrya atra* Svec, nur mit der Einschränkung, daß diese Tiere in den aus der Nähe des Teichablaufes entnommenen Proben meist fehlten. Die hauptsächlich aus dem Plankton bekannte, aber auch an der Schlammoberfläche beobachtete Form *Phascolodon vorticella* Stein war so wie *Halteria grandinella* nur bis Ende Mai nachzuweisen.

Die α -mesosaprobe Arten-Gruppe:

Liebmann (1951) beschreibt die α -mesosaproben Ciliaten als weitgehend unempfindlich gegen Schwankungen des Sauerstoffgehaltes, wobei jedoch als untere Grenze eine O_2 -Konzentration von etwa 2 mg/l nicht für längere Zeit unterschritten werden darf. Größtenteils Bakterienfresser, halten sich diese Ciliaten vornehmlich in Wasser mit einem hohen Gehalt an organischen Substanzen auf, obwohl die meisten noch eine recht erhebliche Empfindlichkeit gegen Schwefelwasserstoff besitzen, während sie gegenüber Ammoniak bereits ziemlich resistent sind.

Die Besiedlung des Teichbodens mit α -mesosaproben Ciliaten setzte mit Ausnahme vereinzelter Funde von *Chilodonella uncinata* Ehrb. im April erst nach Beginn der Abwasserbeschickung ein. Insgesamt wurden dreizehn zu dieser Gruppe zählende Arten festgestellt. *Uronema*

marinum Dujardin, *Cyclidium citrullus* Cohn, *Chilodonella cucullulus* O. F. Müller und *Paramecium caudatum* Ehrb. sind als häufigste Vertreter zu nennen; sie waren ab Ende Mai stets in größerer Zahl, oft sogar massenhaft in den Untersuchungsproben enthalten. Daneben kamen in dem angegebenen Zeitraum *Spirostomum ambiguum* Ehrb., *Prorodon teres* Ehrb. sowie *Lionotus fasciola* Ehrb., Wrzeseniowski regelmäßig im Teichschlamm vor. *Colpoda cucullus* O. F. Müller, *Urocentrum turbo* O. F. Müller und *Amphileptus claparedei* Stein gehörten dagegen zu den nur selten erfaßten Formen. Bei der mikroskopischen Untersuchung der in der Einlaufzone entnommenen Schlammstechproben wurden des öfteren einzelne Tiere von *Vorticella convallaria* L. und abgerissene Teile von *Carchesium polypinum* L.-Kolonien beobachtet, die in der Nähe der Abwassersprengler an untergetauchten Pflanzenteilen zottige Überzüge bildeten.

Im Gegensatz zu den β -mesosaproben Ciliatenarten zeigte sich bei den α -mesosaproben Formen eine deutliche Verminderung der Artenzahl mit zunehmender Entfernung vom Einlaufgebiet. Von den genannten dreizehn Arten waren im Bodenschlamm der Teichmitte nur noch acht, am Ablauf sogar nur noch zwei Arten zu finden. Mit der Verringerung der Artenzahl ging auch eine Beeinträchtigung des Besiedlungsbildes in quantitativer Hinsicht einher, als deren Ursache wiederum eine Reduktion des Nahrungsangebotes in den hinteren Teichregionen anzusehen ist.

Die α -mesosaproben Ciliaten lebten am Teicheinlauf in der obersten, sehr locker-flockigen Schlammschicht von 1—2 mm Dicke, die der in der Einlaufzone stark entwickelten weißen *Beggiatoa*-Platte aufliegt. Diese obersten Schlammflocken hatten im Gegensatz zu dem tief-schwarzen Faulschlamm unterhalb der Wachstumsschicht von *Beggiatoa alba* Trevisan eine hellbraune Färbung, waren also in oxydativer Zersetzung begriffen. Am Teichauslauf bestand keine derartige Mikroschichtung des Teichschlammes, hier wurden die vereinzelter Tiere von *Cyclidium citrullus* und *Uronema marinum* sowohl an der Schlammoberfläche als auch in $\frac{1}{2}$ und 1 cm Bodentiefe gefunden.

Als ständiger Begleiter der α -mesosaproben Formen, diese sogar an Häufigkeit zeitweise noch erheblich übertreffend, traten vornehmlich im Schlamm des Teicheinlaufes *Paramecium trichium* Stokes, *Hemiophrys punctata* Kahl, *Loxocephalus lucidus* Smith und *Lionotus lamella* Schewiakoff auf. Dazu gesellten sich fast regelmäßig einige Tiere von *Tachysoma pellionella* Müller, Stein, *Stylonychia mytilus* Ehrb., *Stylonychia pusilla* Kahl und *Urosoma cienkowskii* Kowalewski, hin und wieder auch *Paramecium aurelia* Ehrb., *Cyclidium glaucoma* O. F. Müller, *Trochilia minuta* Roux und *Spirostomum teres* Clap., L.

Die polysaprobe Arten-Gruppe:

Die polysaprobe Ciliatenarten zeichnen sich nach Liebmann (1951) durch eine hohe Resistenz gegen Fäulnisgifte wie Schwefelwasserstoff und Ammoniak aus. Sie sind fakultativ oder obligatorisch anaerob und fast ausnahmslos reine Bakterienfresser.

Bei den mikroskopischen Untersuchungen des Bodenschlammes aus den Münchener Abwasserfischteichen wurden neun polysaprobe Ciliatenarten erfaßt. Davon waren *Glaucoma scintillans* Ehrb., *Glaucoma pyriforme* Schew., *Colpidium colpoda* Stein, *Paramecium putrinum* Clap. und *Vorticella microstoma* Ehrb. bereits ab Ende Mai regelmäßig nachzuweisen. *Metopus es* O. F. Müller und *Caenomorpha medusula* Perty stellten sich dagegen erst etwa vier Wochen später ein, als sich auf dem Boden der Einlaufzone schon eine Faulschlammsschicht von reichlich 1 cm Dicke ausgebildet hatte. Alle diese Arten waren bis zum Herbst im Teichschlamm anzutreffen, hingegen wurden *Plagiopyla nasuta* Stein und *Lacrymaria elegans* Engelmann nur vereinzelt im Juli und August beobachtet; auf Grund der wenigen Einzelnunde ist jedoch nicht zu entscheiden, ob es sich dabei lediglich um eine zufällige oder temperaturbedingte Erscheinung handelt.

Die polysaprobe Ciliatenarten kamen hauptsächlich im Schlamm des Teicheinlaufes vor, in der mittleren und hinteren Teichregion verminderte sich der polysaprobe Formenbestand sehr erheblich. In der Teichmitte wurden gegenüber neun Arten in der Einlaufzone nur noch vier Arten festgestellt, im Schlamm des Teichauslaufes fehlten die Polysaprobier gänzlich.

Die Vertikalverteilung der polysaprobe Ciliaten im Teichschlamm ist, wie folgt, zu beschreiben: *Paramecium putrinum*, *Colpidium colpoda* und die *Glaucoma*-Arten hielten sich zum Teil zusammen mit den α -mesosaprobe Formen in der nur 1–2 mm dicken Schlammsschicht oberhalb der *Beggiatoa*-Platte, hauptsächlich aber inmitten dieser Schwefelbakterien auf. *Metopus es* und *Caenomorpha medusula* lebten dagegen größtenteils in dem darunter befindlichen schwarzen Faulschlamm bis zu etwa 2 cm Bodentiefe. Dieser Befund stimmt mit den Angaben von Liebmann (1951) überein, wonach das Vorkommen von *Beggiatoa alba* anzeigt, daß Sauerstoff und Schwefelwasserstoff nebeneinander im Wasser enthalten sind, wonach ferner *Paramecium putrinum*, *Glaucoma scintillans* und *Gl. pyriforme* sowie auch *Colpidium colpoda* keine typischen Faulschlammbewohner sind insofern, als sie Schwefelwasserstoff wohl bis zu einer gewissen Konzentration „vertragen“ können, aber nicht wie *Metopus es* und *Caenomorpha medusula* bezüglich ihres Vorkommens unbedingt an das Vorhandensein von Schwefelwasserstoff gebunden sind. Die letztgenannten Arten ernähren sich nämlich von Schwefelbakterien, die ihrerseits

nur im H_2S -haltigen Medium gedeihen können. Die *Beggiatoa*-Schicht stellte also im Teichschlamm die Grenze zwischen dem Ansiedlungsgebiet α -mesosaprober sowie verschiedener polysaprober Ciliatenarten einerseits und dem der typischen Faulschlammciliaten andererseits dar.

Es bleibt wiederum eine Reihe von Formen zu erwähnen, die den Beobachtungen an den Münchener Teichen zufolge den polysaproben Ciliatenarten nahestehen. Wo *Colpidium colpoda* in größerer Zahl auftrat, da fehlte kaum je *Colpidium campylum* Breslau, desgleichen befanden sich inmitten der Massenentwicklungen von *Glaucoma scintillans* und *Gl. pyriforme* auch stets einige Tiere der Arten *Glaucoma macrostoma* Schew. und *Glaucoma myriophyllum* Penardi. Auch war die Gattung *Metopus* nicht allein durch die Art „es“ vertreten, in den Sommermonaten bevölkerte vielmehr eine Vielzahl von *Metopus*-Arten den Faulschlamm der Einlaufzone. Die bekannte „Deckglasempfindlichkeit“ dieser Tiere verhinderte bei manchen Arten eine genaue Identifizierung, mit Sicherheit konnten nur die Arten *Metopus setosus* Kahl, *Metopus palaeformis* Kahl, *Metopus laminarius* Kahl, *Metopus pulcher* Kahl und *Metopus cydonia* Kahl bestimmt werden. Diese Formen wurden wie *Metopus es* vorwiegend in $1\frac{1}{2}$ bis 2 cm Schlammtiefe gefunden. An dieser Stelle sind ferner *Epalxis mirabilis* Roux und *Lacrymaria pupula* O. F. Müller als zwar nicht häufig, aber doch regelmäßig nachzuweisende Faulschlambewohner in den Untersuchungsteichen zu nennen.

Die beschriebene artmäßige Vielfalt der Ciliaten wird im Bodenschlamm der Münchener Abwasserfischeiche von keiner anderen Gruppe tierischer Mikroorganismen auch nur annähernd erreicht. Die Klasse der Rotatoria war durch *Rotaria rotatoria* und *Cephalodella catellina* vertreten, die der Gastrotricha durch *Chaetonotus maximus*. Im Frühsommer wurden mehrfach Tardigraden der Gattung *Macrobiotus* beobachtet. Die das ganze Jahr über im Teichschlamm lebenden kleinen Nematoden wurden nicht bestimmt.

Ergänzend zu den Ausführungen über die Besiedlung des Teichschlammes mit tierischen Mikroorganismen wird nachstehend kurz das Algenwachstum auf dem Teichboden beschrieben.

Die Ansiedlung von Algen auf dem Boden der Untersuchungsteiche setzte sehr bald nach der Besspannung ein. Zunächst bildete sich auf der Schlammoberfläche ein grün-brauner, vorwiegend aus Diatomeen bestehender Belag. Darin dominierten *Diatoma vulgare*, *Nitzschia palea*, *N. acicularis* und *Synedra ulna*, daneben nahmen aber auch *Diatoma elongatum*, *Synedra acus*, *Pinnularia brebissoni* und verschiedene kleine Formen der Gattungen *Navicula*, *Pinnularia* und

Gomphonema an der Ausbildung dieser ersten Algenvegetation teil. Sie entwickelte sich auf dem Boden der Einlaufzone stärker als im übrigen Teich, weil dort bei sehr geringer Wassertiefe die Lichtverhältnisse besonders günstig sind.

Das Wachstum der Kieselalgen auf dem Teichboden dauerte die Monate April und Mai über an, danach gingen die meisten Arten in ihrer Mengenentwicklung zurück, nur *Nitzschia palea* und verschiedene kleine *Navicula*-Arten gediehen weiterhin zahlreich. In der Nähe der Abwassersprengler bildeten sich in den Sommermonaten schwarzgrüne Lager von *Oscillatoria limosa* und *O. tenuis* aus. Sofern in den Schlammstechproben noch weitere Algen enthalten waren, handelte es sich um aus dem Plankton stammende Formen wie *Pediastrum duplex*, *P. Boryanum*, *Scenedesmus obliquus*, *S. quadricauda*, *Closterium acerosum* sowie verschiedene Chlamydomonaden und Croyptomonaden.

Zusammengefaßt ergibt sich aus den obigen Ausführungen:

1. Die im Bodenschlamm der Münchener Abwasserfischteiche lebenden tierischen Mikroorganismen sind größtenteils Ciliaten.

2. Die qualitative und quantitative Entwicklung der Ciliatenfauna nimmt unter dem Einfluß der Abwasserbeschickung zu. Vor dem Öffnen der Abwassersprengler sind im Teichschlamm nur einige wenige oligosaprobe und β -mesosaprobe Ciliatenarten sowie verschiedene ihnen in ökologischer Hinsicht nahestehende Formen anzutreffen. Nach Beginn des Abwasserzuflusses gehen zwar die oligosaprobe Arten zurück, dafür treten aber zusätzlich zu den β -mesosaprobe Arten zunächst die α -mesosaprobe und später auch noch die polysaprobe Arten auf. Man kann von einer „direkten Proportionalität“ zwischen der Ciliatenartenzahl und der Dauer der Abwasserbeschickung sprechen.

3. Die Ciliatenfauna ist nicht gleichmäßig über die Fläche des Teichbodens verteilt, vielmehr ist mit zunehmender Entfernung von der Einlaufzone ein ständiger Rückgang ihrer Mengenentwicklung und ihrer Artenzahl zu beobachten. Während im Teichschlamm der Einlaufregion sowohl die polysaprobe als auch die α - und β -mesosaprobe Arten zu finden sind, fehlen in den aus der Teichmitte entnommenen Schlammstechproben bereits über die Hälfte der vom Einlauf bekannten polysaprobe Formen und ein Teil der zur α -mesosaprobe Gruppe zählenden Arten. Zum Teichauslauf hin vermindert sich die Artenzahl noch weiter: Hier fehlen die polysaprobe Infusorien vollständig, und die α -mesosaprobe Typen sind nur durch zwei Arten vertreten. Dagegen ist der β -mesosaprobe Formenbestand am Teichablauf im Vergleich zu den vorderen Teichzonen nicht verringert.

4. Das gleichzeitige Vorkommen β -mesosaprobe, α -mesosaprobe und polysaprobe Arten im Schlamm des Teicheinlaufes wird ermög-

licht durch eine räumliche Abgrenzung ihrer Hauptansiedlungsgebiete dergestalt, daß die β -mesosaprobe Ciliaten vorzugsweise an der Schlammoberfläche leben, die α -mesosaprobe Arten sich in der obersten etwa 1 bis 2 mm dicken und in lebhafter oxydativer Zersetzung begriffenen Schlammschicht aufhalten, während die polysaprobe Infusorien größtenteils in der unmittelbar darunter liegenden Wachstumsschicht von *Beggiatoa alba* bzw. in dem daran anschließenden Faulschlamm bis zu etwa 2 cm Bodentiefe zu finden sind. Die Bildung einer Faulschlammschicht durch den Absetzvorgang organischer Abwasserfeststoffe führt also zu einer biologischen Mikroschichtung im Teichschlamm des Teicheinlaufes. In den hinteren Teichzonen, wo die Faulschlamm Bildung unterbleibt und die oberen 2 cm der Schlammdecke ziemlich gleichförmig beschaffen sind, entfällt die Schichtung der im Schlamm lebenden tierischen Mikroorganismen. Diese Feststellung ergänzt den unter 3. geschilderten Befund dahingehend, daß der vom Einlauf zum Ablauf zu verfolgende Artenrückgang in erster Linie die in der *Beggiatoa*-Platte und in dem darunter befindlichen Faulschlamm lebenden (polysaprobe) Arten betrifft, weil derartige Bildungen im Schlamm des Teichauslaufes fehlen. Die von der Bodenoberfläche der Einlaufzone bekannten (β -mesosaprobe) Formen sind dagegen auch am Teichablauf vollzählig, wenn auch in geringerer Individuenzahl, vertreten.

VI. Diskussion

1. Die Frage nach der Elimination von Ammonium und Phosphat in Abwasserfischteichen ist durch die vorliegenden Untersuchungen dahingehend beantwortet worden, daß ein enger Zusammenhang zwischen der Eliminationsintensität und dem Phytoplanktongehalt des Teichwassers besteht. Je klarer das Teichwasser, je geringer also die Phytoplanktonquantität, in desto geringerem Maße werden die mit dem Abwasser in die Teiche eingeschwemmten Ammonium- und Phosphationen aus dem Teichwasser eliminiert; die obschon sehr dichten Potamogeton-Bestände der Teiche üben nur einen schwachen Zehrungseffekt auf diese Stoffe aus. Zeigt das Teichwasser dagegen eine intensive Vegetationsfärbung, so wird ihm durch die Planktonalgen das Ammonium und Phosphat bis auf geringe Mengen entzogen, wobei sich tagsüber auf Grund der ungleichen Vertikalverteilung der Phytoplankter trotz der nur geringen Tiefe der Münchener Teiche ein steiles Konzentrationsgefälle zwischen der Schlamm-Wasser-Kontaktzone und der Wasseroberfläche ausbildet.

Ogleich den Untersuchungsteichen durch das Abwasser ständig große Nährstoffmengen zugeführt werden und somit günstige Voraus-

setzungen für eine reichhaltige Phytoplanktonentwicklung in diesen Teichen gegeben sind, nahm das Teichwasser doch nur verhältnismäßig selten eine durch Phytoplankton hervorgerufene Grünfärbung an. Namentlich blieb im Sommer des Jahres 1956 offenbar in Zusammenhang mit besonders ungünstigen Witterungsverhältnissen (Ende Juni wurden in den Untersuchungsteichen Wassertemperaturen von 11°C , Ende August von 14°C gemessen!) sowohl im Teich K₃2 wie im Teich K₃6 jegliche Massenentwicklung von Planktonalgen aus. Der hohe Nährstoffgehalt des Teichwassers allein genügt also nicht, um mit Sicherheit ein üppiges Algenwachstum herbeizuführen, das dann seinerseits rückwirkend eine starke Nährsalzzehrung bewirkte. Neben den bereits genannten Witterungseinflüssen müssen auch noch andere unbekannte Faktoren hemmend bzw. fördernd auf die Entwicklung des Phytoplanktons einwirken, da die einzelnen Teiche der Münchener Anlage trotz gleichen Abwasserzuflusses und gleicher Witterungsbedingungen zu einem bestimmten Zeitpunkt hinsichtlich ihrer Phytoplanktonvegetation ein sowohl qualitativ wie auch quantitativ sehr unterschiedliches Bild bieten.

Wenngleich also zeitweilig in den Untersuchungsteichen eine sehr intensive Ammonium-Phosphat-Zehrung stattfand, muß die Frage, ob die Reinigung von Abwasser in Fischteichen eine zuverlässige Methode sei, über den Abbau organisch-fäulnisfähiger Verbindungen hinaus auch noch die Elimination von Ammonium und Phosphat zu erzielen, verneint werden.

Zur Deutung der durch gantztätige Untersuchungen erwiesenen Lichtabhängigkeit der Eliminationsintensität, derzufolge bei sonnigem Wetter die Ammonium- und Phosphatkonzentration des Teichwassers in den Mittagsstunden sehr stark absinkt, sei darauf hingewiesen, daß Gessner (1943) eine fördernde Einwirkung des Lichtes auf die Nitrataufnahme höherer Wasserpflanzen (*Potamogeton perfoliatus*) experimentell nachweisen konnte. In die gleiche Richtung weist auch der Befund von Aach (1952), daß die Zellsubstanz im Starklicht (Schwachlicht) gezüchteter Chlorellen prozentual mehr (weniger) Eiweiß enthält, woraus Aach auf eine Förderung der Aminosäuresynthese durch die stärkere Beleuchtung schließt, was wiederum eine vermehrte Nitrataufnahme der Zellen aus dem Nährmedium zur Voraussetzung hat. Es liegt also nahe, zumindest die auffällige Erniedrigung der im Teichwasser enthaltenen Ammoniummengen in der Mittagszeit auf eine durch das Sonnenlicht intensivierte Nährsalzaufnahme des Phytoplanktons zurückzuführen. Für die lichtabhängige Steigerung der Phosphatelimination kommen zwei verschiedene Deutungsmöglichkeiten in Betracht. Die Wasserpflanzen entziehen bekanntlich während ihrer Assimilationstätigkeit dem Wasser Bicarbo-

nat, wodurch eine Fällung schwerlöslichen Calciummonocarbonates eintritt. Nach Gessner (1939) wird bei der Ausfällung des Monocarbonates Phosphat in Form von Calciumphosphat $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ mitgerissen. Der mittägliche Phosphatschwund aus dem Teichwasser ist daher möglicherweise eine Begleiterscheinung der biogenen Entkalkung des Teichwassers und entspräche als solche dem aus der Literatur (Gessner 1932) hinreichend bekannten und auch in den Untersuchungsteichen beobachteten Anstieg der pH-Werte bei zunehmender Assimilationsintensität. Es ist aber weiterhin auch der durch neuere Arbeiten bewiesene Phosphatbedarf der Photosynthese als Ursache der lichtabhängigen Phosphatzehrung zu erwägen (Pirson 1955). So gelang es Arnon, Allen und Whatley (zitiert nach Kandler 1955), an isolierten Chloroplasten den Einbau von markiertem Phosphat bei Belichtung zu messen, und Tija und Wintermann (zitiert nach Pirson 1953) beobachteten an Purpurschwefelbakterien, daß Belichtung und Verdunkelung mit Aufnahme bzw. Abgabe von Phosphat durch die Zellen verbunden sind.

2. Aus dem Befund der an den Untersuchungsteichen durchgeführten chemischen Bodenwasseruntersuchungen sind einige wichtige Hinweise für die Betriebspraxis von Abwasserfischteichanlagen abzuleiten. Diese Untersuchungen ergaben, daß sich das chemische Milieu des Teichbodens im Verlauf einer Bespannungsperiode mit gleichbleibender Richtung verändert, indem zunächst der zu Beginn einer Bespannungsperiode im Bodenwasser gelöste Sauerstoff aufgezehrt wird, worauf dann ein kontinuierlicher Anstieg der Schwefelwasserstoffkonzentration einsetzt, ebenso wie auch der Ammonium- und Phosphatgehalt des Bodenwassers mit der Abwasserbeschickungsdauer beständig zunimmt. Die Stetigkeit dieser Entwicklung ist dadurch bedingt, daß sich organisch-fäulnisfähige Abwasserschmutzteilchen auf dem Teichboden niederschlagen und ihn mit einer Faulschlammschicht überziehen, deren Dicke mit andauerndem Abwasserzufluß wächst. Das besagt, daß sich im Teichboden die Auswirkungen des Abwasserzuflusses über die gesamte Abwasserbeschickungsperiode hin addieren, während eine solche additive Entwicklung im Teichwasser zufolge des beständigen Wasserwechsels nicht möglich ist. Aus diesem Grunde wirkt sich eine zu hohe Abwasserbelastung auf den chemischen Befund des Bodenwassers wesentlich stärker aus als auf den des Teichwassers. Daher ist bei einer kritischen Beurteilung einer Abwasserfischteichanlage unbedingt und vornehmlich der Zustand des Teichbodens zu prüfen. Zumal dann, wenn das Teichwasser, wie dies bei den Teichen der Münchener Anlage infolge starker Versickerung der Fall ist, von seiten des Teichbodens nur wenig beeinflußt wird, ist bei ausschließlicher Berücksichtigung der Teichwasserbefunde leicht ein Trugschluß

möglich, weil nämlich das Teichwasser (beispielsweise hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes) auch dann noch einen befriedigenden Eindruck machen kann, wenn im Boden bereits intensive Fäulnis im Gange ist.

Die Ergebnisse der Bodenwasseruntersuchungen begründen weiterhin die Notwendigkeit der winterlichen Trockenlegung von Abwasserfischteichen. Zwar wäre es vom Standpunkt der Abwasserklärtechnik aus sehr wünschenswert, daß Abwasserfischteiche ebenso wie Tropfkörper und Belebtschlammanlagen pausenlos mit Abwasser beschickt werden könnten. Dennoch ist bei Abwasserfischteichen, die während der Sommermonate so stark wie die Münchener Teiche mit Abwasser belastet werden, eine zeitweise Unterbrechung des Abwasserzuflusses unerläßlich; der Boden dieser Teiche braucht nämlich im wirklichen Sinne des Wortes eine „Atempause“, d. h. er braucht Luft, um den Abbau der ihm während der Abwasserbeschickungsperiode aufgelagerten, faulenden Schmutzstoffe nachzuholen. Denn daß es überhaupt zur Ausbildung einer Faulschlammschicht auf dem Teichboden kommt, beweist, daß dem Boden durch das Abwasser mehr organische Sedimente zugeführt werden, als in der gleichen Zeit durch bakterielle Zersetzung verarbeitet werden können. Würde der Abwasserzufluß den Winter über nicht unterbrochen und somit dem Teichboden keine Möglichkeit zum oxydativen Abbau des Faulschlammes gegeben, so müßte dies bei immer weiterer Anhäufung von Faulschlamm zwangsläufig zu einer weitgehenden Vernichtung der bodenbewohnenden Fischnährtiere und somit zu erheblichen Ertragsverlusten führen.

Schließlich unterstreicht das Resultat der Bodenwasseruntersuchungen die Forderung nach einer sehr gründlichen mechanischen Vorklärung des Abwassers, bevor es in Abwasserfischteiche eingeleitet wird; denn gerade der Gehalt des Abwassers an organischen absetzbaren Stoffen ist es ja, der die Gefahr übermäßiger Faulschlamm-bildung auf dem Teichboden beinhaltet und somit die Entwicklung der Bodentiere stark beeinträchtigen kann.

3. Die Untersuchungen der in den Münchener Abwasserfischteichen lebenden Fauna haben gezeigt, daß das biologische Bild des Teichbodens die räumlichen und zeitlichen Auswirkungen des Abwasserzuflusses in prägnanterer Form zum Ausdruck bringt als der Befund des Zooplanktons. Zur Begründung dieser empirischen Feststellung wurde auf die periodisch-schwankende Mengenentwicklung der meisten Planktontiere, ihre Nahrungsabhängigkeit vom Phytoplankton, ferner auf das Fehlen einer mit der Abwasserbeschickungsdauer kontinuierlich zunehmenden Verschmutzung des Teichwassers sowie auf das für eine Artenselektion zu geringe Horizontalgefälle der chemischen Teichwasserkonzentrationen hingewiesen.

Es wäre also abwegig, abwasserbedingte Veränderungen der Teichwasserzusammensetzung als Ursache dafür ansehen zu wollen, wann, in welcher Menge und in welcher Teichzone bestimmte Planktontiere auftreten. Wohl aber übt das Abwasser einen Einfluß darauf aus, welche Zooplanktonformen überhaupt Existenzmöglichkeiten oder gar die ökologischen Vorbedingungen für eine Massenentwicklung in den Untersuchungsteichen finden. Es ist demnach in erster Linie das qualitative Ergebnis der Planktonanalysen, das Rückschlüsse auf den biologischen Zustand eines Abwasserfischteiches zuläßt. Dieser Befund deckt sich mit der Feststellung von L a n g h a n s (1936), derzufolge für die Beurteilung der Güte von Karpfenteichen überhaupt, also nicht nur von Abwasserfischteichen, weniger quantitative als qualitative Planktonuntersuchungen von Nutzen seien.

4. Der makroskopische Tierbestand des Teichbodens wird in den Münchener Abwasserfischteichen fast ausschließlich von Tubificiden und Larven verschiedener Chironomiden gebildet. Die Tubificiden kommen während der längsten Zeit der Besspannungsperiode in großer Menge im Teichschlamm vor, was mit der azyklischen Entwicklung ihres Hauptvertreters *Tubifex tubifex* in Zusammenhang steht. Die Ansiedlungsdichte der Chironomidenlarven folgt dagegen dem art-eigenen Entwicklungszyklus dieser Tiere und ist je nach Jahreszeit sehr unterschiedlich; immerhin sind auch die einzelnen Arten der Chironomidenlarven, *Tanaitarsus* ausgenommen, die ganze Besspannungsperiode über im Teichboden zu finden.

Diese qualitative Konstanz der Bodenmakrofauna ermöglicht in den Münchener Teichen schon durch eine einmalige biologische Bodenuntersuchung eine nahezu vollständige Erfassung der makroskopischen Tierarten. Aber gerade weil die Artenzahl der schlammbewohnenden Makroorganismen sich während einer Besspannungsperiode kaum verändert, sagt der qualitative Untersuchungsbefund allein noch nichts über die mit dem Anhalten des Abwasserzuflusses im Teichboden sich vollziehenden chemischen Milieuveränderungen aus. Dessen läßt die Mengenentwicklung der Chironomidenlarven nur indirekte Rückschlüsse auf den Zustand des Teichbodens zum Zeitpunkt der Untersuchung zu. Erst wenn zusätzlich zur Qualität und Quantität auch die lokale Aufgliederung der Bodenbesiedlung auf der Gesamtfläche eines Teichbodens bekannt ist, werden die Auswirkungen der Abwasserbeschickung auf die Bodenmakrofauna sichtbar. Es wurde ausführlich besprochen, daß der durch den einseitigen Abwasserzufluß bedingten Polarität der Untersuchungsteiche eine sehr deutlich ausgeprägte Zonierung der makroskopischen Bodenbesiedlung entspricht.

Bezeichnenderweise war auch die im Vergleich zu den Vorjahren stärkere Abwasserbelastung der Münchener Abwasserfischteiche im

Jahre 1956 nicht an einer Dezimierung des Artenbestandes oder an einer Verminderung der von den einzelnen Arten monatlich ermittelten Maximalwerte zu erkennen, wohl aber trat eine auffällige Abwandlung im lokalen Besiedlungsbild des Teichbodens ein, indem sich die Hauptansiedlungsgebiete der verschiedenen Bodentierarten zu den abwasserfernen Teichregionen hin verlagerten. Eine derartige Besiedlungsverlagerung bedeutet die graduelle Vorstufe einer qualitativen faunistischen Reduktion: Wenn nämlich eine bestimmte Tierart durch ständige Steigerung der Abwasserbelastung oder durch immer längeres Ausdehnen der Abwasserbeschickungsdauer weiter und weiter in die hinteren Teichzonen zurückgedrängt wird, so muß dies schließlich dahin führen, daß die betreffende Art auch am Teichauslauf keine Entwicklungsmöglichkeit mehr findet und somit gänzlich aus dem Teich verschwindet. Lange bevor es also zu einer qualitativen Beeinträchtigung der Bodenmakrofauna kommt, verraten die lokalen Besiedlungsverhältnisse die ökologischen Zustandsveränderungen des Teichbodens.

Diese Gedanken geben Anlaß, die erwähnte qualitative Konstanz der makroskopischen Bodenbesiedlung innerhalb einer Besspannungsperiode von einem neuen Gesichtspunkt aus zu betrachten: Das Ausmaß der chemischen Veränderungen, die im Teichboden durch den von Mai bis Oktober andauernden Abwasserzufluß hervorgerufen werden, ist zu gering, um die in den vorderen und mittleren Teichzonen lebenden Arten aus den Teichen zu verdrängen, weil diesen Arten die Möglichkeit bleibt, sich den mit der Abwasserzuflußdauer ungünstiger werdenden Lebensbedingungen durch ein Ausweichen in hintere Teichzonen zu entziehen; lediglich die Tanytarsuslarven, die sich schon im Frühsommer hauptsächlich nur in der hinteren Teichhälfte zu entwickeln vermögen, gehen mit der Dauer der Abwasserbeschickung in ihrer Mengenentwicklung mehr und mehr zurück, um im Herbst schließlich ganz zu fehlen.

Insofern Tubificiden und Chironomidenlarven wichtige Karpfen-nährtiere sind, gewinnen die Untersuchungen der Bodenmakrofauna auch für die Belange der Karpfenzucht Bedeutung. Diese Untersuchungen ergaben nämlich, daß dem außerordentlichen Nahrungsreichtum der Münchener Abwasserfischteiche im Spätsommer und Herbst ein nur recht karges Nahrungsangebot im Frühjahr gegenübersteht. Dies erklärt sich daraus, daß die Bodenmakrofauna durch die winterliche Trockenlegung und eventuelle Ätzkalkbehandlung des Teichbodens erhebliche Verluste erleidet. Nun ist aber den Karpfen gerade im Frühjahr ein Nahrungsmangel ganz besonders unzutraglich, da ihr Gesundheitszustand zu dieser Zeit durch das monatelange Hungern in den Winterungen bereits ohnehin sehr geschwächt ist (Heusch-

mann 1949, 1953) und da überdies die Widerstandskraft hungergeschädigter Karpfen gegenüber der infektiösen Bauchwassersucht nach Offhaus, Brunner, Riedmüller (1955) und Liebmann (1956) als stark herabgesetzt gelten muß. Um einem solchen Frühjahrsnahrungsmangel vorzubeugen, ist daher auf Grund der Untersuchungsbefunde von einer Ätzkalkbehandlung des trockenliegenden Teichbodens abzuraten. Dagegen dürfte die durch das Austrocknen und Ausfrieren des Teichbodens verursachte Dezimierung der Bodenfauna bei Abwasserfischteichen nicht zu vermeiden sein. Unterbliebe nämlich die Trockenlegung und damit die Sanierung des Sauerstoff-Schwefelwasserstoffmilieus im Teichboden, so würde dadurch der Bodentierbestand erst recht aufs schwerste geschädigt. Inwieweit eine zeitliche Verkürzung der Trockenlegung, wie sie neuerdings in der Münchener Abwasserfischteichanlage erprobt wird (seit 1957 werden die Teiche bereits im Februar wiederbespannt), dem Frühjahrsnahrungsmangel der Karpfen abzuhelpen vermag, wird die Praxis erweisen müssen.

5. Zeigte der Zooplanktonbefund in den Münchener Abwasserfischteichen weder räumliche noch zeitliche Veränderungen, die durch die Abwasserbeschickung bedingt gewesen wären und war der Einfluß des Abwassers auf die Bodenmakrofauna hauptsächlich aus deren lokaler Besiedlungsverteilung zu ersehen, so steht die qualitative und quantitative Entwicklung der Ciliatenfauna des Teichschlammes sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht in direkt-ursächlicher Beziehung zum Abwasserzufluß.

Da der Abwasserzufluß für die größtenteils bakterienfressenden Infusorien sehr günstige Nahrungsverhältnisse schafft, nimmt der Arten- und Individuenreichtum der Ciliatenfauna nach dem Öffnen der Abwassersprengler erheblich zu. Während also die qualitative Entwicklung der Bodenmakrofauna durch die Abwasserbeschickung keine oder höchstens eine artendezimierende (*Tanytarsus*!) Beeinflussung erfährt, finden die meisten Ciliatenarten, nämlich alle polysaprophyten und ein großer Teil der α -mesosaprophyten Formen erst nach dem Einsetzen des Abwasserzuflusses die für sie geeigneten Lebens- und Entwicklungsbedingungen vor. Nur die oligosaprophyten und β -mesosaprophyten Infusorienarten sind schon in den ersten Wochen der Spannungsperiode, noch bevor das Abwasser in die Teiche zu fließen beginnt, im Teichschlamm zu beobachten.

Wenn demnach die Mehrzahl der Ciliatenarten hinsichtlich ihrer Entwicklungsmöglichkeiten auf die Zuführung organischer Abwasserstoffe angewiesen ist, versteht es sich von selbst, daß mit der vom Teicheinlauf zum Auslauf abnehmenden Faulschlammabildung eine

qualitative und quantitative Verarmung der Ciliatenbesiedlung einhergeht. Auch die mikrobiologischen Besiedlungsverhältnisse des Teichbodens sind also entsprechend den Zonierungserscheinungen der Bodenmakrofauna von Teichzone zu Teichzone verschieden. Ein wesentlicher Unterschied besteht aber darin, daß sich einige der Makroorganismen ausschließlich oder überwiegend nur in den abwasserfernen Teichpartien zu entwickeln vermögen, so daß der Teichboden am Auslauf von gegenüber dem Teicheinlauf neuen Arten bevölkert ist, die Artenzahl der tierischen Mikroorganismen sich hingegen mit zunehmender Entfernung von den Abwassersprenglern beständig vermindert.

Die in der Richtung vom Zulauf zum Ablauf fortschreitende Mineralisierung des Teichschlammes hat neben der qualitativen und quantitativen Beeinträchtigung der Ciliatenfauna auch einen Rückgang der mikrobiologischen Vertikalschichtung im Schlamm zur Folge. Diese Feststellung entspricht der Ansicht von Liebm ann (1950), derzufolge die Mikroschichtung im Boden eines Gewässers um so schärfer ausgeprägt ist, je langsamer der Abbau der organischen Bodensubstanzen erfolgt. Natürlich ist die Zersetzungsgeschwindigkeit der Faulschlammstoffe am Einlauf der Untersuchungsteiche nur im relativen Sinn als langsam zu bezeichnen: Es lagern sich in der Zeiteinheit mehr Abwasserschmutzstoffe auf dem Teichboden der Einlaufregion ab als abgebaut werden; auf diese Weise kommt es ja gerade zur Ausbildung einer Faulschlammsschicht und in dieser wiederum zu einer mikrobiologischen Schichtung. Am Teichauslauf hingegen sedimentieren nicht mehr organische Detritusteilchen, als in der gleichen Zeit im Boden zersetzt werden, weshalb Faulschlamm-bildung und damit auch die Statuierung biologischer Mikroschichtungen unterbleibt.

VI. Zusammenfassung

1. Chemische Untersuchungen an den Abwasserfischteichen von München ergaben, daß das aus dem Abwasser stammende Ammonium und Phosphat weitestgehend aus dem Teichwasser eliminiert wird, sofern in den Teichen eine intensive Phytoplanktonentwicklung herrscht.

2. Das Ausmaß der von den Planktonalgen bewirkten Ammonium-Phosphat-Zehrung schwankt in Abhängigkeit von der Intensität und der Periodizität der Sonnenstrahlung: es ist in den frühen Morgenstunden verhältnismäßig gering, steigt im Laufe des Vormittags kontinuierlich an, erreicht in den Mittagsstunden einen markanten Höhepunkt und sinkt danach wieder allmählich ab.

3. Zeigt das Teichwasser keine Vegetationsfärbung, so findet eine nur geringe Elimination statt, da die höheren Wasserpflanzen dem Teichwasser nur relativ wenig Ammonium und Phosphat entziehen.

4. Wenngleich die Münchener Abwasserfischteiche durch den ständigen Abwasserzufluß sehr reich an Pflanzennährstoffen sind, zeichnen sie sich keineswegs durch eine fortwährend üppige Phytoplanktonproduktion aus, vielmehr unterliegt die Phytoplanktonquantität der Untersuchungsteiche und mit ihr die Intensität der Ammonium-Phosphat-Elimination in Abhängigkeit von Witterungsfaktoren starken Schwankungen.

5. Im Gegensatz zu diesen unregelmäßig variierenden Verhältnissen im Teichwasser vollzieht sich im Teichboden eine völlig kontinuierliche Entwicklung. Die im Abwasser enthaltenen partikulären Schmutzstoffe setzen sich auf dem Teichboden ab und überdecken ihn im Verlauf einer Abwasserbeschickungsperiode (Mai bis Oktober) in steigendem Maße mit einer Faulschlammschicht. Dieser Vorgang bewirkt im Bodenwasser nach Aufzehrung des anfänglich vorhandenen Sauerstoffs einen ständigen Anstieg der Schwefelwasserstoff-, Ammonium- und Phosphatkonzentration. Da die Sedimentation der organischen Abwasserschmutzteile hauptsächlich in der Einlaufregion erfolgt, bildet sich im Bodenwasser ein mit der Abwasserzuflußdauer immer steiler werdendes Konzentrationsgefälle zwischen dem Teichinlauf und dem Teichauslauf aus.

6. Die Auswirkungen des Abwasserzuflusses auf die Teichfauna sind aus dem Besiedlungsbild des Teichbodens viel deutlicher als aus dem Befund des Zooplanktons ersichtlich. Wohl steht auch das Zooplankton insofern unter dem Einfluß der Abwasserbeschickung, als nur solche Planktonarten in den Teichen günstige Entwicklungsbedingungen finden, die gegen den durch das Abwasser verursachten Verschmutzungsgrad der Teiche hinreichend resistent sind; jedoch wird weder der zeitliche Arten- und Mengenwechsel noch die horizontale Verteilung des Zooplanktons innerhalb eines Teiches direkt durch das Abwasser beeinflusst.

7. Im Teichboden dagegen bewirkt die Anhäufung organisch fäulnisfähiger Substanzen im Verlauf einer Bespannungsperiode eine stetige Wandlung der biologischen Verhältnisse, die besonders gut an den qualitativen Veränderungen der Ciliatenfauna des Teichschlammes abzulesen ist. Während nämlich vor Beginn der Abwasserbeschickung nur verstreute Exemplare einiger oligosaprober und β -mesosaprober Arten zu finden sind, tritt in der sich nach dem Öffnen der Abwassersprengler auf dem Teichboden ausbildenden Faulschlammschicht zunächst eine große Zahl α -mesosaprober und schließlich polysaprober Ciliaten auf.

8. Die Auswirkungen der Abwasserbeschickung auf die Bodenfauna sind ferner aus der Besiedlungsverteilung der einzelnen Arten auf der Gesamtfläche eines Teichbodens zu ersehen. In der Einlaufzone dominieren die gegen Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff relativ resistenten Formen (polysaprobe Ciliaten, *Tubifex tubifex* und Larven der *Chironomus-plumosus*-Gruppe), während der Teichauslauf vorzüglich von empfindlicheren Arten (β -mesosaprober Ciliaten, Larven der *Tanytarsus-gregarius*-Gruppe) besiedelt ist.

VII. Summary

1. Field-observations on the sewage oxidation ponds of Munich have shown, that sewage-borne ammonium and phosphate is eliminated largely from pond water, if there is an intensive growth of phytoplankton in these ponds.

2. The degree of ammonium-phosphate-elimination effected by planktonic algae varies in relation to sunlight intensity and periodicity. Being very low at early morning, the elimination gradually increases during the forenoon and after reaching a characteristic maximum at noon is reduced again.

3. In clear pond water showing no intense algae bloom only little elimination will occur, for the higher aquatic plants utilize only a small part of the whole quantity of ammonium and phosphate carried by sewage into the oxidation ponds.

4. Although the Munich oxidation ponds receive great quantities of dissolved plant nutrients from sewage, they cannot be made produce a plentiful algae growth at everytime, for growth is influenced by chemical as well as by physical factors, especially by temperature and light intensity. Therefore pond water comes to bloom only in warm and bright weather and the effect of ammonium-phosphate-removal which is dependent upon the growth of algae therefore varies within wide limits.

5. In contrast with the varying conditions in pond water absolutely continuous development in the bottom of the oxidation ponds can be observed: During the whole period (May-October) sewage is running into these ponds, organic-putrescible solids settle down to the pond bottom, thus covering the bottom surface more and more with a layer of putrid sludges. Associated with this continuous process the content of hydrogen sulfide (after gradual depletion of dissolved oxygen), ammonium and phosphate in the water of pond bottom progressively increases all over the months of sewage-loading. As the sedimentation of organic solids chiefly takes place near the sewage-inlet, the chemical concentration in the water of pond bottom steeply declines between inlet and outlet of the oxidation ponds.

6. For demonstrating the effect of sewage-loading upon the aquatic fauna living in the oxidation ponds, zooplankton is a less suitable object than the bottom fauna. Of course, zooplankton is influenced by sewage too, for only those planctonic species will find good environmental conditions in the pond water, that are tolerant enough on the sewage-borne pollution of these ponds. But neither the seasonal nor the horizontal (between inlet and outlet of an oxidation pond) distribution of the zooplankters shows any characteristic relation to sewage-loading. Contrasting with the continuous development in the bottom, the pollution of pond water does not gradually increase from May to October and therefore the different results of zooplankton analyses, obtained within one sewage-loading period, must not be excepted to be effected by a rising degree of pollution, but by other environmental factors such as temperature and food-supply by the phytoplankton.

7. More successfully the influence of periodical sewage-loading upon aquatic life will be studied, when observing the fauna of pond bottom. Together with the described continuous changing of chemical milieu-factors in the bottom, currently a transforming of biological circumstances is taking place, most directly indicated by the different ciliats, living at the surface of pond bottom. Whereas in March and April, before sewage is disposed into the oxidation ponds, only singular individuals of some oligosaprob and β -mesosaprob species are to be found, there will appear an extraordinary great number of α -mesosaprob and ultimately of polysaprob ciliats in the sewage sludges, accumulating on the pond bottom after sewage inlet having been opened.

8. The effect of sewage loading upon the bottom-living organisms also is reflected by their horizontal distribution within one pond, for the different species (following the gradual changing of ecological conditions) develop in different pond zones. Those forms, that are most tolerant to oxygen demand and hydrogen sulfide (polysaprob ciliats, *Tubifex tubifex* and larvae of *Chironomus plumosus*) are predominating in the highly polluted zones near the sewage inlet, whereas the less resistant species (β -mesosaprob ciliats, larvae of *Tanytarsus gregarius*) prefer the cleaner zones near the pond outlet.

VIII. Literaturverzeichnis

- Aach, H.: Über Wachstum und Zusammensetzung von *Chlorella pyrenoidosa* bei unterschiedlichen Lichtstärken und Nitratmengen. Arch. Mikrobiol. 17, 1952, 213—246.
- Alsterberg, G.: Nahrungszirkulation einiger Binnenseetypen. Arch. Hydrobiol. 15, 1925, 291—338.

- Benoit, R. J.: Relation of phosphorus content to algae blooms. *Sew. & Ind. Wast.* 27, 1955, 1267—1269.
- Bause, E.: Die Metamorphose der Gattung *Tanytarsus* und einiger verwandter Tendipedidenarten. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* Bd. II, 1921, 1—128.
- Brauer: Die Süßwasserfauna Deutschlands. Jena 1912.
- Bucksteeg, W.: Biologische Abwasserreinigung mittels chlorophyllhaltiger Organismen. *Kommunalwirtschaft*, 1955, 378—382.
- Czerny, R.: Untersuchung und Beurteilung von See- und Teichschlamm. *Jb. Vom Wasser*, 20, 1953, 168—184.
- Dahl, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meere. Jena 1928—1930.
- Demoll, R.: Die Reinigung der Abwässer in Fischteichen. *Handb. d. Binnenfischerei Mitteleuropas*, 6, 1926, 222—232.
- Falck, Th.: Die Entwicklung der Abwasserreinigung in Fischteichen. *Ges. Ing.* 58, 1935, 6—12.
- Gessner, F.: Schwankungen im Chemismus kleiner Gewässer in ihrer Beziehung zur Pflanzenassimilation. *Arch. Hydrobiol.* 24, 1932, 590—602.
- Phosphat und Nitrat als Produktionsfaktoren der Gewässer. *Verh. Int. Vereinig. Limnologie* 7, 1935, 525—538.
- Die Phosphatarmut der Gewässer und ihre Beziehungen zum Kalkgehalt. *Int. Rev. Hydrobiol. u. Hydrogr.* 38, 1939, 203—211.
- Untersuchungen über die Nitrataufnahme der Wasserpflanzen. *Int. Rev. Hydrobiol. u. Hydrogr.* 43, 1943, 211—224.
- Herb, O.: Was bedeutet hoher Nitratgehalt bei biologisch gereinigtem Abwasser? *Ges. Ing.* 64, 1941, 344.
- Heuschmann, O.: Die Bekämpfung der Bauchwassersucht des Karpfens. *Allg. Fischerei-Ztg.* 73, 1949, 289—294.
- Teichversuche zur Frage der Bekämpfungsmöglichkeit der ansteckenden Bauchwassersucht des Karpfens. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 1, 1953, 76—108.
- Howard, A.: Auswertung von Belebtschlamm und Faulschlamm in Land- und Gartenbau. *Ges. Ing.* 68, 1947, 139—143.
- Huber-Pestalozzi, G.: Das Phytoplankton des Süßwassers. *Die Binnengewässer* 16, Stuttgart 1942/55.
- Kahl, A.: Siehe Dahl, F.
- Kamman und Keim: Über Abwasserreinigung in Gewässern, insbesondere im Versuchsteich auf der Kläranlage Bergedorf. *Ges. Ing.* 43, 1920, 229—238.
- Kandler, O.: Über die Beziehungen zwischen Phosphathaushalt und Photosynthese III. *Z. Naturforschung* 10b, 1955, 38—40.
- Kisskalt, K. und Ilzhöfer, H.: Die Reinigung von Abwasser in Fischteichen. *Arch. Hygiene* 118, 1937, 1—66.
- Klotter, H. E.: Ein Vorschlag zu einer erweiterten Abwasserreinigung. *Städtehygiene* 3, 1952, 254—261.
- Kreuz, A.: Über Abwasserfischteiche. *Allg. Fischerei-Ztg.* 79, 1954, 190—192.
- Langhans, W.: Planktonorganismen als Indikatoren zur Beurteilung von Karpfenteichen. *Z. Fischerei* 34, 1936, 385—399.
- Lenz, F.: Die Metamorphose der *Chironomus*-Gruppe. *Morphologie der Larven und Puppen. Dtsch. Ent. Z.* 1921, 148—162.

- Die Vertikalverteilung der Chironomiden im eutrophen See. Verh. Int. Vereinig. Limnologie 1, 1923, 144—167.
- Liebmann, H.: Mikrobiologische Untersuchungen der Bodenablagerung in Teichen, Seen und Flußstauen. Jb. Vom Wasser 18, 1950/51, 178 bis 196.
- Liebmann, H.: Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, Bd. I, München 1951.
- Ernährungsstörung und Degeneration als primäre Ursache der Bauchwassersucht bei Fischen. Berliner u. Münchener Tierärztl. Wochenschrift, 69, 1956, 21—25.
- Lindau, G., und Melchior, H.: Die Algen. Berlin 1930.
- Mayenne, V. A.: Abwasserreinigung durch mehrstufige Teiche und Fischzucht in denselben. Arch. Hydrobiol. 25, 1933, 648—656.
- Meschkat, A.: Abwasserbiologische Untersuchungen in einem Bunnengebiet unterhalb Hamburg. Arch. Hydrobiol. 31, 1937, 399—432.
- Müller, W.: Die vollständige Reinigung der Abwässer. Ges. Ing. 72, 1951, 80—82.
- Oesten, G.: Die Nutzbarmachung der Abwässer für Fischzucht. Ges. Ing. 22, 1899, 117—121.
- Offhaus, K., Brunner, G., Riedmüller, S.: Gedanken über die Entstehung der Bauchwassersucht des Karpfens auf Grund bakteriologischer Ergebnisse und elektrophoretischer Blutuntersuchungen. Arch. Fischereiwiss. 6, 1955, 316—327.
- Ohle, W.: Der Vorgang rasanter Seenerosion in Holstein. Naturwiss. 40, 1953, 153—162.
- Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. Jb. Vom Wasser, 20, 1953, 11—23.
- Die Ursachen der rasanten Seenerosion. Verh. Int. Vereinig. Limnologie 12, 1955, 373—382.
- Pascher, A.: Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Jena 1914—1925.
- Pirson, A.: Stoffwechsel organischer Verbindungen I. Fortschr. d. Bot. 14, 1953, 289—333.
- Stoffwechsel organischer Verbindungen I. Fortschr. d. Bot. 17, 1955, 529—577.
- Potonie, H.: Weitere Beiträge zur Biologie von *Chironomus plumosus* L. Z. Fischerei 34, 1936, 113—148.
- Potthast, A.: Über die Metamorphose der *Orthocladus*-Gruppe. Arch. Hydrobiol. Suppl. Bd. II, 1921, 243—376.
- Rylov, W.: Das Zooplankton der Binnengewässer. Die Binnengewässer 15, Stuttgart 1935.
- Sachse, R. und Wohlgemuth, R.: Die Ernährung der für die Teichwirtschaft wichtigen niederen Tiere. Allg. Fischerei-Ztg. 41, 1916, 50—56.
- Sawyer, N.: Some new aspects of phosphates in relation to lake-fertilization. Sew. & Ind. Wast. 24, 1952, 768—776.
- Scheuring, L.: Die Reinigung und Verwertung der Abwässer der Stadt München. Allg. Fischerei-Ztg. 64, 1939, 238—244 und 260—266.
- Schiemenz, F.: Der biologische Vorgang der Abwasserreinigung in den Abwasserfischteichen bei Freren und allgemeine Schlüsse zum Unterschied des Reinigungserfolges organischer Abwässer in fließenden und stehenden Gewässern. Wasser u. Boden 7, 1955, 1—9.

- Schillinger, A.: Die Münchener Abwasserfischteichanlage in ihrem Zusammenhang mit dem Kraftwerkunternehmen der Mittleren Isar-AG. Allg. Fischerei-Ztg. 49, 1924, 231—234 und 246—250.
- Die chemisch-biologische Reinigung der Münchener Abwässer in Abwasserfischteichen. Allg. Fischerei-Ztg. 53, 1928, 193—199.
- Die biologische Reinigung städtischer Abwässer in Abwasserfischteichen. Jb. Vom Wasser 2, 1928, 200—213.
- Schmitz, W.: Phytoplanktonmassenentwicklung in Staubecken und Fließgewässern. Verh. Int. Vereinig. Limnologie 12, 1955, 241—252.
- Selter, H. und Hilgers, E. W.: Abwasserreinigung durch Fischteiche mit besonderer Berücksichtigung der Zellstofffabrikabläugen. Arch. Hygiene 94, 1924, 264—275.
- Stammer, H. A.: Der Einfluß von Schwefelwasserstoff und Ammoniak auf tierische Leitformen des Saprobiensystems. Jb. Vom Wasser 20, 1953, 34—71.
- Stangenberg, M.: Die Produktionsbedingungen in Teichen. Arch. Hydrobiol. 38, 1942, 525—572.
- Thienemann, A.: Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Fauna in norddeutschen Seen. Arch. Hydrobiol. 12, 1920, 1—65.
- , und Zavrel, J.: Die Metamorphose der Tanypinen. Arch. Hydrobiol. Suppl. Bd. II, 1921, 566—654 und 655—784.
- *Chironomus*. Die Binnengewässer 20, Stuttgart 1954.
- Wunder, W.: Die Chironomiden der Uferregion und an den weichen Wasserpflanzen im Karpfenteich. Z. Fischerei 34, 1936, 213—223.
- Untersuchungen über die Besiedlung des Teichbodens mit Nahrungstieren des Karpfens. Z. Fischerei 34, 1936, 455—484.
- Wundsch, H. H.: Die Seen der mittleren Havel als *Glyptotendipes*-Gewässer und die Metamorphose von *Glyptotendipes paripes* Edwards. Arch. Hydrobiol. 40, 1942/45, 362—380.

Lebenslauf

Am 5. Januar 1932, wurde ich, Jutta Kaufmann, als Tochter des Studienrats Dr. Paul Kaufmann und seiner Ehefrau Editha Kaufmann, geb. Kurda, in Berlin-Köpenick geboren.

Im Juni 1950 legte ich an der Eichendorff-Schule zu Berlin-Köpenick die Reifeprüfung ab, um im Winter-Semester 1950/51 an der Freien Universität Berlin mit dem Studium der Naturwissenschaften zu beginnen. Zum Winter-Semester 1953/54 wechselte ich von der Freien Universität Berlin an die Universität München über und begann im Februar 1954 unter der Anleitung von Herrn Professor Dr. Liebmann mit der Ausarbeitung vorliegender Dissertation.

